

NOTE TO USERS

Page(s) missing in number only; text follows. The manuscript was microfilmed as received.

8,14,102,334,344,350,368

This reproduction is the best copy available.

UMI[®]

Francisco Jesús Fernández Morales

**EFFECTO DE VERTIDOS INDUSTRIALES SOBRE
LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES
DE AGUAS RESIDUALES URBANAS**

I.S.B.N. Ediciones de la UCLM
84-8427-461-6



Ediciones de la Universidad
de Castilla-La Mancha

Cuenca, 2006

UNIVERSIDAD DE CASTILLA-LA MANCHA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA



**EFFECTO DE VERTIDOS INDUSTRIALES SOBRE LA
ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES
DE AGUAS RESIDUALES URBANAS**

TESIS DOCTORAL

Francisco Jesús Fernández Morales

Directores del trabajo

Dra. Lourdes Rodríguez Mayor
Prof. Titular Ingeniería Química

Dr. José Villaseñor Camacho
Prof. Titular Ingeniería Química

Ciudad Real, 2004

D^a. LOURDES RODRÍGUEZ MAYOR Y D. JOSÉ VILLASEÑOR CAMACHO,
PROFESORES TITULARES DEL DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA DE
LA FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS DE LA UNIVERSIDAD DE CASTILLA-
LA MANCHA,

CERTIFICAN: que el presente trabajo de investigación titulado "Efecto de vertidos industriales sobre la eliminación biológica de nutrientes de aguas residuales urbanas", constituye la memoria que presenta Francisco Jesús Fernández Morales para aspirar al grado de Doctor en Ingeniería Química y que ha sido realizada en los laboratorios del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Castilla - La Mancha bajo nuestra dirección.

Para que conste, firmamos el presente certificado en Ciudad Real a nueve de Junio de dos mil cuatro.

Lourdes Rodríguez Mayor

José Villaseñor Camacho

ÍNDICE

1 RESUMEN	1
Resumen	3
Abstract	11
2 INTRODUCCIÓN	15
2.1 EL AGUA RESIDUAL URBANA	20
2.1.1 Composición química de la materia orgánica presente	21
2.1.2 Nitrógeno y fósforo en las aguas residuales urbanas	21
a) Nitrógeno. Fuentes y formas en que se presenta	21
b) Fósforo. Fuentes y formas en que se presenta	22
2.1.3 Resumen de las características completas del agua residual urbana	23
2.2 EL PROBLEMA DE LOS APORTES DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES	26
2.2.1 Caracterización de los vertidos industriales	26
a) Aguas residuales de la industria de elaboración de productos alimenticios	29
2.2.2 Efecto de los vertidos industriales en los tratamientos biológicos de aguas residuales urbanas	36
a) Efecto a corto plazo	36
b) Efecto a largo plazo	39
2.3 LA EUTROFIZACIÓN DE LAS AGUAS	41
2.4 ASPECTOS GENERALES DE LA ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS	43
2.4.1 Eliminación de nitrógeno	43
a) Métodos físico-químicos	44
b) Métodos biológicos	44
2.4.2 Eliminación de fósforo	46
2.5 BIOQUÍMICA Y MICROBIOLOGÍA DE LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES	47
2.5.1 Eliminación biológica de nitrógeno	47
a) Nitrificación	48
b) Desnitrificación	52
c) Nitrificación-Desnitrificación simultánea	55
d) Nitrificación parcial (SHARON)	56
e) Oxidación anaerobia de amonio (ANAMMOX)	57
2.5.2 Eliminación biológica de fósforo	59
a) Fundamentos de la eliminación biológica de fósforo	59

b) Mecanismo de la eliminación biológica de fósforo	61
c) Estequiometría y cinética de la eliminación biológica de fósforo	64
d) Factores que afectan a la eliminación biológica de fósforo	66
e) Interacciones con la eliminación biológica de nitrógeno	68
2.6 PROCESOS PARA LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES	69
2.7 EXPERIENCIAS A ESCALA REAL	78
2.7.1 EDAR Largo, (Florida)	78
2.7.2 EDAR Lamberts Point, (Virginia)	80
2.7.3 EDAR Palmetto, (Virginia)	81
2.7.4 EDAR Eastern Service Area, (Florida)	83
2.7.5 EDAR Jerry Sellers, (Florida)	84
2.8 OBJETO Y ALCANCE DE LA PRESENTE INVESTIGACIÓN	85
3 INSTALACIÓN EXPERIMENTAL	89
3.1 PLANTA PILOTO DE FANGOS ACTIVOS	91
3.2 EMPLAZAMIENTO Y PUESTA A PUNTO	93
3.3 UNIDAD DE LABORATORIO PARA EL TRATAMIENTO BIOLÓGICO MEDIANTE EL PROCESO DE FANGOS ACTIVOS	95
3.4 RESPIRÓMETRO ELECTROLÍTICO	98
4 MATERIALES Y PROCEDIMIENTOS EXPERIMENTALES	103
4.1 AGUA RESIDUAL	105
4.1.1 Agua residual urbana real	105
4.1.2 Agua residual urbana real modificada	106
4.1.3 Agua residual sintética	107
4.2 FANGO ACTIVO	109
4.3 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA Y EL FANGO ACTIVO	110
4.3.1 Toma y conservación de muestras	110
4.3.2 Técnicas analíticas convencionales	111
4.3.3 Caracterización mediante respirometría electrolítica	112
4.3.4 Caracterización según las directrices “STOWA”	116
a) Cálculo de las fracciones de la DQO	118
b) Caracterización del contenido de nitrógeno y fósforo	121
4.4 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL	121
4.4.1 Generación del inóculo	121
4.4.2 Experimentación en continuo en planta piloto	124
a) Optimización de las variables de operación	124
b) Influencia de los vertidos de agua residual industrial	127
4.4.3 Experimentación en laboratorio	131

a) Mantenimiento del proceso de fangos activos en laboratorio	131
b) Experimentos discontinuos de laboratorio	132
5 RESULTADOS EXPERIMENTALES	137
5.1 CONSIDERACIONES PREVIAS	139
5.2 GENERACIÓN DEL INÓCULO	140
5.3 OPTIMIZACIÓN DE VARIABLES DE OPERACIÓN PARA EL FUNCIONAMIENTO EN CONTINUO EN PLANTA PILOTO	140
5.3.1 Influencia de la relación de tiempos de retención hidráulica	140
5.3.2 Influencia de las razones de recirculación internas	141
5.3.3 Influencia del tiempo de retención celular	141
5.4 ESTUDIO EN LABORATORIO DEL EFECTO DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES	141
5.4.1 Mantenimiento del proceso en laboratorio y caracterización del fango activo	141
5.4.2 Caracterización de las aguas residuales utilizadas	142
5.4.3 Efecto de los vertidos industriales en la etapa anaerobia	142
5.4.4 Efecto de los vertidos industriales en la etapa anóxica	143
5.5 ESTUDIO EN PLANTA PILOTO DEL EFECTO DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES	143
6 DISCUSIÓN DE RESULTADOS	213
6.1 CONSIDERACIONES PREVIAS	215
6.2 GENERACIÓN DEL INÓCULO	215
6.3 OPTIMIZACIÓN DE VARIABLES DE OPERACIÓN PARA EL FUNCIONAMIENTO EN CONTINUO EN PLANTA PILOTO	222
6.3.1 Influencia de la relación de tiempos de retención hidráulica	222
a) Características del agua tratada	223
b) Características del fango activo	228
6.3.2 Influencia de las razones de recirculación internas	229
a) Características del agua tratada	230
b) Características del fango activo	233
6.3.3 Influencia del tiempo de retención celular	234
a) Características del agua tratada	235
b) Características del fango activo	238
6.3.4 Selección de las condiciones óptimas de operación	239
6.4 MANTENIMIENTO DEL PROCESO DE FANGOS ACTIVOS EN LABORATORIO. DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE BACTERIAS PAO Y GAO	243

6.5 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES UTILIZADAS	248
6.5.1 Determinación de S_{BDQO}	249
6.5.2 Determinación de S_A y la fracción DQO_{fb}	251
6.5.3 Caracterización final obtenida	254
6.6 INFLUENCIA DEL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES EN LA ETAPA ANAEROBIA DE UN PROCESO DE ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES	257
6.6.1 Planteamiento del modelo para condiciones anaerobias	265
6.6.2 Fermentación anaerobia del sustrato orgánico industrial	269
6.6.3 Influencia del vertido en los procesos anaerobios	286
6.7 INFLUENCIA DEL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES EN LA ETAPA ANÓXICA DE UN PROCESO DE ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES	304
6.7.1 Planteamiento del modelo para condiciones anóxicas	305
a) Influencia de la acumulación de nitritos	305
b) Modificación de la cinética de desnitrificación con microorganismos heterótrofos	307
6.7.2 Resultados del ajuste. Velocidades de desnitrificación	312
6.8 ESTUDIO EN PLANTA PILOTO DE LA INFLUENCIA DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES	320
6.8.1 Efecto sobre la eliminación biológica de fósforo	321
6.8.2 Efecto sobre la eliminación biológica de nitrógeno	323
6.8.3 Efecto sobre la eliminación de DQO	325
6.8.4 Efecto sobre la población de microorganismos presentes en el fango activo	326
7. CONCLUSIONES	335
8. RECOMENDACIONES	341
9. NOMENCLATURA	345
10. APÉNDICE	351
10.1 MODELO METABÓLICO PARA LAS BACTERIAS PAO (Smolders y col., 1995)	353
10.2 MODELO ASM2d	355
10.3 MODELO PARA LAS BACTERIAS GAO (Manga y col., 2000)	362
10.4 CARACTERIZACIÓN DE UN AGUA RESIDUAL SEGÚN LAS DIRECTRICES “STOWA”	364
11. BIBLIOGRAFÍA	369

RESUMEN

Durante los últimos años, las restricciones legales impuestas para el vertido de aguas residuales a los cauces naturales de agua se han hecho más severas. En este aspecto destacan las limitaciones impuestas para la presencia de nitrógeno y fósforo en las aguas vertidas, ya que han sido identificados como los principales desencadenantes del proceso de eutrofización.

Debido a este motivo, gran parte de las investigaciones relacionadas con la depuración de aguas residuales urbanas realizadas durante los últimos años, se han centrado en la eliminación de estos nutrientes inorgánicos (nitrógeno y fósforo). Los procesos más utilizados para realizar la eliminación de estos nutrientes son los procesos biológicos, debido fundamentalmente a su bajo coste. En este tipo de procesos se alternan condiciones anaerobias, anóxicas y aerobias en el reactor biológico, de modo que se favorece el desarrollo de un cultivo de microorganismos capaz de eliminar tanto el nitrógeno como el fósforo presente en el agua residual.

El objetivo general de este trabajo ha sido profundizar en el estudio del proceso de Eliminación Biológica de Nutrientes (EBN), prestando especial atención a la influencia a corto y largo plazo de los vertidos de aguas residuales industriales. Para alcanzar este objetivo, se planteó un programa de investigación centrado en el estudio de los puntos que a continuación se presentan:

1. Generación de un cultivo de fangos activos con capacidad para eliminar nutrientes.
2. Selección de las condiciones óptimas de operación para la eliminación biológica de nutrientes de un agua residual urbana típica cuando se opera en planta piloto con el proceso Virginia Initiative Plant (VIP).
3. Estudio de la influencia, a corto plazo y a escala de laboratorio, del vertido de agua residual industrial en la etapa anaerobia de un proceso de EBN a escala de laboratorio.
4. Estudio de la influencia, a corto plazo y a escala de laboratorio, del vertido de agua residual industrial en la etapa anóxica de un proceso de EBN a escala de laboratorio.
5. Estudio de la influencia, a largo plazo y en planta piloto, del vertido de agua residual industrial sobre un proceso de EBN a escala planta piloto.

1. Resumen

En primer lugar se aclimató un fango activo convencional, proveniente de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) que funcionaba mediante un proceso de fangos activos convencionales, a la eliminación biológica de nutrientes. Para ello se utilizó una instalación experimental a escala de laboratorio en la que se mantenía en estado estacionario un proceso A/O, en el que se alternaban condiciones anaerobias y aerobias. El funcionamiento de esta instalación era discontinuo secuencial. El agua residual utilizada durante la aclimatación había sido sintetizada en el laboratorio. El fango obtenido de este modo presentaba unas características adecuadas para ser utilizado como inóculo en la planta piloto, ya que era un fango activo con capacidad para la eliminación de nutrientes, en el que se había detectado la presencia de bacterias acumuladoras de fósforo, nitrificantes y desnitrificantes. Debido al incremento de la concentración de bacterias encargadas de la eliminación biológica de fósforo, se apreció un incremento en el contenido en fósforo del fango que pasó del 2% al 6%.

A continuación se estudió la influencia de las variables de operación (tiempos de retención hidráulica, relaciones de recirculación y tiempo de retención celular) sobre el proceso a escala de planta piloto. Para ello se utilizó una planta piloto que se instaló en la EDAR de Ciudad Real, donde funcionó con la configuración de proceso VIP en continuo. Esta planta piloto fue inoculada con el fango obtenido anteriormente. El agua residual alimentada durante el estudio de las variables de operación fue agua residual urbana real tomada de la EDAR. Como resultado de estos experimentos se observó que las modificaciones en los tiempos de retención hidráulica apenas afectaban a la eliminación biológica del nitrógeno y el fósforo, ya que el intervalo estudiado correspondió a tiempos que por un lado eran lo suficientemente grandes para permitir que se realizasen adecuadamente los procesos implicados en la EBN, pero por otro lado eran insuficientes para permitir los procesos más lentos como la fermentación y la hidrólisis. Las modificaciones en las razones de recirculación tuvieron como principal efecto la modificación de la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio. Valores elevados de esta concentración apenas mejoraron la eliminación de nitrógeno, empeorando la eliminación de fósforo. Por último, valores elevados del tiempo de retención celular produjeron mejoras en la eliminación biológica de nitrógeno, mientras que, por el contrario, la eliminación biológica de fósforo mejoró al trabajar con bajos tiempos de retención celular. Como resultado de estos experimentos se seleccionaron las condiciones óptimas de operación, que fueron unos tiempos de retención hidráulica en

los compartimentos anaerobio, anóxico y aerobio de 2, 2 y 4 horas respectivamente, unos caudales para las recirculaciones del compartimento aerobio al anóxico y del anóxico al anaerobio de 89.6 y 30.8 L/h respectivamente y un tiempo de retención celular de 8 d. En estas condiciones las concentraciones de DQO, fósforo y nitrógeno en el agua tratada eran de 39.4, 3.6 y 15.2 mg/L respectivamente.

La segunda parte del trabajo consistió en estudiar el efecto a corto plazo del vertido de aguas residuales industriales sobre las etapas anaerobia y anóxica de un proceso de eliminación biológica de nutrientes. Para ello se utilizó el cultivo de fangos activos aclimatado en los reactores discontinuos secuenciales de laboratorio funcionando con el esquema de proceso A/O. Previamente a la realización de estos experimentos se prepararon y caracterizaron, mediante diferentes técnicas analíticas, las aguas residuales industriales que fueron utilizadas en estos experimentos. Estas aguas residuales industriales (de naturaleza sintética), se obtuvieron utilizando diferentes sustratos orgánicos. De este modo se prepararon aguas residuales que simulaban las características de las aguas residuales de industrias queseras, lácteas, cárnicas, del procesado de la patata, azucareras de remolacha, del procesado del tomate y vitivinícolas.

Una vez caracterizadas las aguas se realizaron experimentos en los que se estudió la influencia, a corto plazo y a escala de laboratorio, de los vertidos industriales:

- a) Estudio de la influencia de los vertidos industriales en la etapa anaerobia de un proceso de EBN.

En estos experimentos discontinuos anaerobios se puso en contacto el agua residual industrial sintética con el fango procedente de los reactores discontinuos secuenciales de laboratorio. Durante el transcurso de estos experimentos se analizó la transformación de la materia orgánica en los procesos de fermentación. Para evaluar este proceso se utilizó la respirometría electrolítica. Además, se estudió la acumulación de los sustratos en el interior de las bacterias PAO y GAO y la liberación de fósforo realizada durante esta etapa. Los resultados experimentales obtenidos se ajustaron a las ecuaciones correspondientes incluidas en el modelo ASM2d, obteniéndose como resultado de este ajuste la cinética y la estequiometría de los procesos más importantes que suceden en la etapa anaerobia, es decir, los procesos de fermentación de los sustratos fermentables (S_F) y de acumulación de PoliHidroxiAlcanoatos (PHA) por las

1. Resumen

bacterias PAO y GAO del fango activo. En estos experimentos se observó la influencia de la concentración y las características de los productos de fermentación sobre la acumulación de los sustratos y el reparto de los mismos entre las bacterias PAO y GAO. Las velocidades de fermentación obtenidas para estas aguas residuales fueron inferiores a las obtenidas con agua residual urbana típica, estando sus valores entre 0.12 y 0.34 ($\text{g DQO-S}_F/\text{g DQO-X}_H\cdot\text{d}$). La acumulación de los sustratos por parte de las bacterias PAO y GAO dependió de las características de los mismos. Se comprobó que existía una cierta tendencia que relacionaba la concentración de productos de fermentación (S_A) con la eficacia en la liberación de fósforo, aunque se concluyó que sólo era la fracción de éstos acumulada por las bacterias PAO, la que realmente es indicativa de la viabilidad de la eliminación biológica de fósforo ante los distintos sustratos industriales. Las aguas residuales industriales cuyos sustratos ocasionaron las mayores cantidades de fósforo liberado fueron las aguas del procesado de la patata y del tomate.

b) Estudio de la influencia de los vertidos industriales en la etapa anóxica de un proceso de EBN.

Estos experimentos fueron realizados de un modo similar al de los experimentos anaerobios. En ellos el fango se mezcló con el agua residual industrial sintética y se mantuvieron condiciones anóxicas durante la duración del experimento. A lo largo de la duración de éste se determinó la evolución de los nitratos, los nitritos y la DQO del agua residual. Para caracterizar la cinética y la estequiometría de este tipo de procesos se utilizaron las ecuaciones correspondientes del modelo ASM2d. Para realizar el ajuste de los datos experimentales se utilizó un único valor para la velocidad de consumo de las fracciones de productos de fermentación (S_A), y otro para el de los sustratos fermentables (S_F), independientemente del tipo de agua, observándose un buen ajuste. Las velocidades de desnitrificación fueron diferentes en cada una de las aguas residuales investigadas, y ligeramente inferiores a las obtenidas con un sustrato muy fácilmente biodegradable como es el acetato sódico. A partir de la velocidad de consumo de los nitratos y la DQO se obtuvieron los valores del coeficiente de crecimiento de los microorganismos: el valor de este coeficiente fue diferente en función del tipo de agua residual utilizada, además, en todos los casos fueron inferiores a los obtenidos en las respirometrías realizadas en condiciones aerobias. Como resultado de estos experimentos se observó la viabilidad de la eliminación biológica de nitratos con distintos sustratos industriales, siendo los que mejores rendimientos ofrecieron en la

eliminación biológica de nitrógeno los de las aguas residuales de industrias vitivinícolas y del procesado del tomate.

La tercera y última parte del trabajo consistió en realizar un estudio en planta piloto de la influencia, a largo plazo, de los vertidos industriales sobre la eliminación biológica de nutrientes. Para ello se trabajó en continuo con la configuración de proceso VIP. El estudio se realizó tanto con vertidos industriales reales incontrolados como artificiales sintéticos. Se observó que los vertidos procedentes de los digestores de fangos favorecen la eliminación de fósforo y los vertidos con elevada carga, de digestores de fangos y de industrias vitivinícolas, favorecen la eliminación biológica de nitrógeno. Otros vertidos industriales empeoraron el proceso de eliminación de fósforo, como sucedió con el vertido de aguas residuales de las industrias queseras. Con respecto a la eliminación de DQO no se observaron grandes diferencias ya que los vertidos industriales estudiados son bastante biodegradables. A diferencia del estudio en laboratorio, el estudio en continuo requirió una aclimatación del cultivo y un cambio en la población de microorganismos. Finalmente se comprobó la influencia de los vertidos industriales sobre la población de microorganismos en el fango activo, esto se realizó mediante simulaciones del proceso. Como resultado de estas simulaciones se observó que cada tipo de vertidos favorece el desarrollo de diferentes tipos de microorganismos en el fango activo. El vertido de aguas residuales ricas en nitrógeno favoreció el desarrollo de bacterias DNPAO, cuya población pasó del 13.1 al 19.7%, frente a las bacterias PAO convencionales y las GAO, cuyas poblaciones se redujeron en torno a un 30%. Por otro lado el vertido de aguas residuales de elevada DQO favoreció el desarrollo de las bacterias PAO y GAO convencionales, cuyas poblaciones se incrementaron en un 40 y un 30% respectivamente.

ABSTRACT

In recent years, the new demands on the effluent quality of sewage treatment plants have been focused on the removal of nitrogen and phosphorus, because of the eutrophication problems in receiving waters.

Consequently, most of the research related with wastewater treatment has been focused on biological nutrient removal. There are different ways to remove nutrients, but the most implemented are the biological processes, mainly due to its low cost. Biological processes for phosphate removal are based on the capacity of Phosphate Accumulating Organisms (PAOs) bacteria to store large amounts of polyphosphate, whereas nitrogen removal is achieved via the nitrification-denitrification process. In this kind of processes the primary condition for phosphorus removal is the recirculation of sludge through anaerobic and aerobic conditions, and the primary condition for nitrogen removal is the alternation of aerobic and anoxic conditions.

The aim of this research was to study biological nutrient removal, paying special attention to the effect of industrial wastewater discharges on sewage treatment plants. In order to reach this objective, the following steps were carried out:

1. Production of an activated sludge culture for biological nutrient removal.
2. Selection of the optimum operating condition for the treatment of typical domestic wastewater in a *Virginia Initiative Plant (VIP)* pilot scale process.
3. Study the short-term effects of the discharge of industrial wastewater in the anaerobic stage of a biological nutrient removal process at laboratory scale.
4. Study the short-term effects of the discharge of industrial wastewater in the anoxic stage of a biological nutrient removal process at laboratory scale.
5. Study of the long-term effects of the discharge of industrial wastewater on a pilot scale biological nutrient removal process.

First of all, a typical activated sludge from a conventional organic carbon removal treatment plant was acclimatized to biological nutrient removal. To achieve that, a laboratory scale sequencing batch set-up was used. The wastewater utilized was prepared by mixing domestic wastewater, synthetic wastewater and inorganic nutrients. The activated sludge obtained in this set-up was enriched in PAO bacteria, as shown by the increase of the polyphosphate content of the sludge from 2% to 6%.

1. Abstract

The sludge grown in the SBR was used as seed in a pilot scale VIP process located at the full-scale plant. In this set-up, the influence of the operational conditions, Hydraulic Retention Time (HRT), recycle ratios and Solids Retention Time (SRT), were studied. The wastewater fed to the pilot plant during the study was domestic wastewater taken from the full-scale plant. The results showed that selected changes in the HRT affected slightly the microbiological processes involved. The recycle ratios influenced mainly the nitrate concentration in the anaerobic compartment. Increasing the nitrate concentration in the anaerobic compartment showed a more pronounced negative effect on phosphorus removal than on nitrogen removal. Actually, nitrogen removal was enhanced because higher levels of denitrification could be achieved. Solid retention times showed two opposite tendencies: Higher SRT allowed more nitrifying activity and consequently better nitrogen removal. On the other hand phosphorus removal was enhanced with low SRT because of the higher flow rate of wasted sludge. From these results, the optimum operating conditions were selected: HRT in the anaerobic, anoxic and aerobic conditions of 2, 2 and 4 h respectively; recycle ratios from aerobic to anoxic compartment of 89.6 L/h and from anoxic to anaerobic compartment of 30.8 L/h and a SRT of 8 days. Working with these operating conditions the effluent concentration of COD, P and N were 39.4, 3.6 and 15.2 mg/L respectively.

In order to study the short-term effects of the discharge of industrial wastewater on the anaerobic compartment of a biological nutrient removal process, activated sludge maintained in the SBR was used. First of all, it was necessary to characterize the synthetic industrial wastewaters used in these experiments. These wastewaters were prepared using different organic substrates from agro-food industries, and were characterised using the procedure developed by STOWA. After characterization, wastewater and the activated sludge were mixed in anaerobic conditions. During the anaerobic reaction, the fermentation process was monitored by using respirometry. The fermentation rates obtained with the substrates from the industrial wastewaters, between 0.12 and 0.34 (g COD- S_F /g COD- $X_H \cdot d$) were lower compared to those obtained with domestic wastewater, indicating the major complexity of the substrates from the industrial wastewaters. Also the COD accumulation by PAO and GAO and the phosphorus released were determined. Experimental results were fitted to a modified ASM2d model, obtaining, as results, kinetics and stoichiometric parameters. The results obtained in these experiments showed the influence of the fermentation products

contained in these industrial wastewaters on the phosphorus release. Depending on the compounds present on this fraction, the distribution of substrates between PAO and GAO were different, also the fraction of non-accumulated fermentation products depended on the nature of the industrial wastewater. The wastewaters causing the higher P release were these from the processing of potatoes and tomatoes.

To study the effect of the discharge of industrial wastewater on the anoxic compartment of a BNR process, activated sludge from the SBR was used. This sludge was mixed with the different synthetic industrial wastewaters and kept under anoxic conditions during several hours. During the anoxic reaction, the nitrates, nitrites and COD were monitored. Results obtained in these experiments were fitted to a modified ASM2d model, obtaining as results the kinetics and stoichiometry of the process. In these experiments, the substrates consumption rates of the products fermentation and fermentable products of the COD were constant to all the studied substrates. The denitrification rate was obtained by modelling the nitrate and nitrite profiles during the experiments. Using the nitrates and COD consumption rates the biomass production yield was estimated, showing lower values compared to those obtained in the respirometric experiments carried out under aerobic conditions. This can be explained because of the lower efficiency of respiration with nitrates. The denitrification rates obtained with the different substrates differ depending on the characteristics of the wastewater, mainly on the fermentation products content. The higher denitrification rates were obtained with the wastewater from the processing of the tomatoes and winery industries.

Finally the long-term effects of the industrial discharge over a BNR process were studied in a pilot plant. This study was carried out using real and synthetic industrial discharges. The discharges from the digesters of the wastewater treatment plant caused an enhancement of the P removal and the high loaded discharges enhanced mainly the N removal. Industrial discharges from cheese factory worsen the P removal. The population of the activated sludge was evaluated using simulation. The high N content discharges increased the population of DNPAO bacteria from 13% to 20% and decrease the population of PAO and GAO bacteria. The high COD discharge increased the population of PAO and GAO bacteria in a 40% and a 30% respectively.

INTRODUCCIÓN

Uno de los grandes retos de nuestro tiempo consiste en asegurar la conservación y la regeneración de los recursos naturales. A lo largo de los últimos años esta preocupación por los recursos naturales se ha incrementado como consecuencia de los desarrollos demográfico e industrial y los objetivos sociales de mejora de la calidad de vida.

De entre los recursos naturales que se han mostrado finitos y extremadamente frágiles destaca el agua. Por esta razón, en los últimos años toda una serie de reuniones y conferencias internacionales (III Foro Mundial del Agua, Tokio, 2003) han ido estableciendo los principios fundamentales de la ordenación jurídica del agua, que posteriormente se han ido aplicando en los planes nacionales de saneamiento y depuración de muchos países.

En Mayo de 1991, la Comunidad Europea aprobó la Directiva 91/271 relativa al tratamiento de las aguas residuales municipales. En la tabla 2.1 se indican los parámetros que han de medirse en los vertidos de las aguas tras su tratamiento y los valores máximos permitidos o bien, los mínimos porcentajes de reducción exigidos para cada uno. Para los nutrientes, nitrógeno y fósforo, la normativa sólo es obligatoria en el caso de que la cuenca de recepción del vertido sea considerada zona sensible a la Eutrofización, fenómeno que, como más adelante se expondrá (apartado 2.3. *La Eutrofización de las aguas*) consiste en un desarrollo excesivo de algas en una masa de agua superficial estancada, que origina una alteración de sus características fisicoquímicas iniciales. Estas zonas se han concretado principalmente en espacios protegidos de alto valor medioambiental, en España es el caso de las Tablas de Daimiel, la Albufera, Doñana y Mar Menor, además de muchos lagos de agua dulce, algunos estuarios, rías y otras zonas costeras.

2. Introducción

Tabla 2.1. Directiva 91/271/CE.

Parámetro	Concentración máxima permitida	Porcentaje mínimo de reducción
DBO ₅ (Demanda Biológica de Oxígeno a los cinco días)	25 mg/L	70 – 90
DQO (Demanda Química de Oxígeno)	125 mg/L	75
X _{SS} (Concentración de sólidos en suspensión)	35 mg/L	90
C _{PT} (Concentración de fósforo total)	<ul style="list-style-type: none">• 2 mg P/L (poblaciones de 10000 a 100000 habitantes equivalentes)• 1 mg P/L (poblaciones de más de 100000 habitantes equivalentes)	80
C _{NT} (Concentración de nitrógeno total)	<ul style="list-style-type: none">• 15 mg N/L (poblaciones de 10000 a 100000 habitantes equivalentes)• 10 mg N/L (poblaciones de más de 100000 habitantes equivalentes)	70 – 80

Para posibilitar el cumplimiento de la normativa europea, el Gobierno de España, como primera medida, aprobó en 1995 el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración. En la tabla 2.2 se recogen las principales fases temporales del plan (Gil, 1995). Posteriormente, se llevó a cabo la transposición de la normativa europea a la legislación española en el Real Decreto Ley 11/1995 (B.O.E., 1995) y en el Real Decreto 509/1996.

Finalmente, las distintas comunidades autónomas han elaborado sus Planes Directores de Saneamiento y Depuración de las Aguas Residuales. En la actualidad, las Confederaciones Hidrográficas españolas regulan el vertido, manteniendo los valores indicados en la Tabla 2.1.

Tabla 2.2. Plan Nacional de Depuración. Fechas de implantación de la normativa de vertidos.

Antes del año 1998	Poblaciones con carga contaminante superior a 10000 habitantes equivalentes en zonas sensibles.
Antes del año 2000	Poblaciones con carga contaminante superior a 15000 habitantes equivalentes en cualquier zona.
Antes del año 2005	El resto de poblaciones afectadas por la Directiva 91/271.

En España se ha avanzado mucho en materia de depuración de aguas si se tiene en cuenta que a finales de los años 70 sólo el 10% de la población estaba conectada a algún sistema de depuración (Hernández, 1994), y sin embargo, a 31 de diciembre de 2001 existían en España más de 1326 Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales en servicio, siendo el grado de cumplimiento de la carga contaminante total respecto a lo exigido en la directiva 91/271/CE del 59% (Ministerio de Medio Ambiente, 2002).

En Castilla-La Mancha, la Consejería de Obras Públicas ha construido desde 1984, 113 estaciones depuradoras de aguas residuales que afectan a 120 municipios. La población atendida por la construcción de las estaciones depuradoras de aguas residuales es superior al millón de habitantes, lo que significa más del 61% de la población castellano-manchega (Consejería de Obras Públicas de Castilla-La Mancha, 2003).

A finales de 1996 se aprobó el Plan de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales de Castilla-La Mancha. En él se amplían las exigencias del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales, al incluir, además de las zonas sensibles la definición de zona protegible, que conlleva un nivel de exigencia en cuanto a tratamiento igual que las zonas sensibles a la Eutrofización, con la única diferencia del plazo de cumplimiento. Ello implica que más del 80% del territorio de Castilla-La Mancha se encuentra protegido con figuras medioambientales (Consejería de Obras Públicas de Castilla-La Mancha, 1996).

La necesidad de adaptar la depuración de aguas a la legislación vigente, ha hecho que los procesos de depuración de aguas con eliminación de nutrientes hayan llegado a ser uno de los procesos más investigados en el tratamiento de aguas residuales, destacando especialmente los procesos de fangos activos.

2. Introducción

Estos procesos fueron desarrollados inicialmente por Fowler y col., en la planta de tratamiento de aguas residuales de Manchester, Inglaterra, en 1914. En los años 20, empezaron a operar en los Estados Unidos distintas instalaciones, aunque su uso no se generalizó hasta los años 40. Desde esa fecha, sobre el proceso básico de fangos activos se han realizado numerosas modificaciones. Al principio, éstas tenían por objetivo mejorar la eliminación de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y la nitrificación (Attirholz, A-B), minimizar el impacto en la generación de sólidos (aireación prolongada) o disminuir el tamaño de los reactores y el aporte de aire (contacto-estabilización, aireación escalonada).

Con el desarrollo de la microbiología, el número de procesos de fangos activos se incrementó espectacularmente (Rodrigo y col., 1999a), primero con la aparición en los años 80 de los procesos de eliminación biológica de nitrógeno (Wuhrman, LE, MLE) y posteriormente con la aparición en los 90 de procesos que permiten la eliminación biológica simultánea de nitrógeno y fósforo (A^2/O , BARDENPHO, ISAH, UCT, etc.), estos procesos serán explicados más adelante (apartado 2.6. *Procesos para la eliminación biológica de nutrientes*).

2.1 EL AGUA RESIDUAL URBANA

El agua residual está formada por un elevado número de compuestos de diferente naturaleza, que pueden variar en tipo y concentración en función de la procedencia de la misma. Las distintas actividades humanas provocan vertidos de aguas residuales, cuyas características dependen de los materiales usados en ese tipo de actividad. Así, las aguas residuales industriales tienen unas características típicas dependientes del tipo de industria de que se trate. En el caso de las ciudades, podemos suponer que un área urbana es una zona de actividad humana que provoca un determinado tipo de vertido, con la peculiaridad de ser el vertido más frecuente y, por tanto, el más estudiado. A continuación se exponen brevemente algunas de las características del agua residual urbana, consideradas de mayor importancia en función de los objetivos de este trabajo.

2.1.1 COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA PRESENTE

El agua residual urbana tiene una gran cantidad de componentes orgánicos e inorgánicos. La materia orgánica en el agua residual, cuya composición media puede expresarse mediante la fórmula $C_{18}H_{19}O_9N$ (Henze y col., 1995a), puede dividirse en carbohidratos ($C_{10}H_{18}O_9$), grasas ($C_8H_6O_2$) y proteínas ($C_{14}H_{12}O_7N_2$). Estas sustancias están aproximadamente repartidas en la misma proporción. Dentro de los hidratos de carbono, existen compuestos sencillos como monosacáridos o disacáridos, pero también compuestos insolubles de elevado peso molecular como almidón, glucógeno, lignina o celulosa, provenientes principalmente del papel y de los productos vegetales de la alimentación. Dentro de los lípidos, o grasas, existe una variada serie de ácidos grasos de alto y bajo peso molecular. Por último, el material nitrogenado o proteínas está formado en parte por aminoácidos y también por otros compuestos orgánicos proteicos de elevado peso molecular, principalmente de origen humano o animal.

Como consecuencia del contenido en materia orgánica, el agua residual urbana presenta un nivel determinado de Demanda Química de Oxígeno (DQO), que puede fraccionarse en diferentes partes, en función de su carácter soluble o particulado, o en función de su velocidad de biodegradación. Henze y col., (1995a) ofrecen una exhaustiva caracterización de la materia orgánica del agua residual expresada en términos de DQO, que ha sido muy utilizada en los últimos años en trabajos de investigación sobre tratamiento de aguas residuales (Villaseñor, 1998).

2.1.2 NITRÓGENO Y FÓSFORO EN LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

a) Nitrógeno. Fuentes y formas en que se presenta

Las fuentes de nitrógeno en el agua residual pueden ser tanto naturales (precipitaciones, polvo, esorrentía rural y fijación biológica) como artificiales (industrias, abonados, filtración de fosas sépticas...). Las fuentes de nitrógeno en el agua residual urbana son principalmente excrementos humanos, de los que el 75% es urea y el resto nitrógeno orgánico. Los principales compuestos orgánicos que aportan nitrógeno, a parte de la urea, son el ácido murámico, los azúcares aminados, el ácido úrico, los aminoácidos y las bases orgánicas (Straub, 1989).

2. Introducción

El nitrógeno total presente en las aguas residuales puede clasificarse en tres grandes grupos: *amoniacal*, *oxidado* y *orgánico*. De todas estas formas, las que tienen una mayor importancia desde el punto de vista de la depuración de aguas son el nitrógeno amoniacal y el orgánico por tratarse de formas susceptibles de oxidación natural que provocan demandas de oxígeno en el medio ambiente. La suma de ambos grupos constituye *el Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)*.

El *nitrógeno amoniacal* está presente en aguas residuales urbanas y en las procedentes de infiltraciones de regadíos. Es tóxico para los organismos superiores de ecosistemas acuáticos. Su concentración en aguas residuales urbanas típicas oscila entre 12 y 50 mg/L. Por otra parte, el *nitrógeno orgánico* en un agua residual procede de la materia celular, donde se encuentra principalmente en las proteínas y en la urea, pudiendo observarse una disminución en su concentración a medida que pasa el tiempo en una muestra de agua, debido a su transformación en nitrógeno amoniacal por la acción de microorganismos. Su concentración típica varía entre 8 y 30 mg/L. El grupo del *nitrógeno oxidado* está constituido por nitratos y nitritos. Puede provenir de la oxidación del NTK o bien formar parte del agua de abastecimiento. Su concentración típica en un agua residual es baja, formándose principalmente por la acción de bacterias autótrofas nitrificantes sobre las otras formas del nitrógeno. El nitrito es más inestable que el nitrato por ser fácilmente oxidable a éste, mediante la acción de microorganismos, por lo que su concentración rara vez supera 1 mg/L.

b) Fósforo. Fuentes y formas en que se presenta

El fósforo en las aguas residuales proviene principalmente de los desechos humanos, actividades industriales, detergentes sintéticos y productos de limpieza. La influencia de los detergentes es fundamental en el contenido en fósforo de las aguas residuales, de forma que en los sitios en que se han aplicado normativas reguladoras del contenido en fósforo de los mismos, se han conseguido importantes reducciones en el contenido global de fósforo en las aguas residuales urbanas. También colaboran en esta reducción de fósforo los sistemas de pretratamiento de muchas industrias antes de verter en los colectores urbanos.

El contenido de fósforo total presente en un agua residual (C_{PT}) puede incluir las siguientes fracciones (Sedlak, 1991; Henze y col., 1995a):

- Ortofosfato inorgánico soluble, (S_{P-PO_4}): Pertenecen a este grupo el ión PO_4^{3-} y sus formas protonadas, compuestos que se encuentran disponibles para el metabolismo biológico. Su concentración típica en el agua urbana es de 7 mg/L.
- Fosfato condensado o polifosfato inorgánico soluble, (S_{p-P}): Estos compuestos por hidrólisis se transforman en ortofosfatos. Su concentración típica es de 3 mg/L, apareciendo en el agua residual debido a su presencia en algunos productos de limpieza.
- Fósforo orgánico, soluble (S_{P-PO}) y en suspensión (X_{P-PO}): Tienen poca importancia en aguas residuales urbanas, siendo una concentración total típica 1 mg/L. Están presentes en un agua residual asociados a residuos de origen tanto animal como alimenticio.

Normalmente de cara a estudios de depuración de agua residual urbana no es necesaria una división más detallada de las formas de fósforo. Éstas se pueden determinar mediante los métodos correspondientes de análisis químico (APHA, 1998).

2.1.3 RESUMEN DE LAS CARACTERÍSTICAS COMPLETAS DEL AGUA RESIDUAL URBANA

Aunque los caudales o la carga de las aguas residuales urbanas de una zona concreta presente fluctuaciones horarias, diarias y estacionales, debido a las diferentes actividades que el hombre realiza en cada momento, se ha observado que las proporciones entre sus diversas fracciones orgánicas o inorgánicas se mantienen.

En la tabla 2.3 se presenta un resumen de las principales características del agua residual urbana en situaciones de elevada concentración, moderada, diluida y muy diluida.

2. Introducción

Tabla 2.3. Composición típica del agua residual urbana.

Parámetro	Símbolo	Unidades	Tipo de Agua Residual			
			Concen- trada	Mode- rada	Diluida	Muy Diluida
Demanda Biológica de Oxígeno, DBO						
Última	DBO _u	mg O ₂ /L	530	380	230	150
7 Días	DBO ₇	mg O ₂ /L	400	290	170	115
5 Días	DBO ₅	mg O ₂ /L	350	250	150	100
- Soluble	S _{DBO}	mg O ₂ /L	140	100	60	40
- Soluble, muy fácilmente degradable	S _{DBO,S}	mg O ₂ /L	70	50	30	20
Demanda Química de Oxígeno, DQO						
Total	C _{DQO}	mg O ₂ /L	740	530	320	210
- Soluble	S _{DQO}	mg O ₂ /L	300	210	130	80
- En suspensión	X _{DQO}	mg O ₂ /L	440	320	190	130
Inerte Total	C _{DQO,I}	mg O ₂ /L	180	130	80	50
- Soluble	S _{DQO,I}	mg O ₂ /L	30	20	15	10
- En suspensión	X _{DQO,I}	mg O ₂ /L	150	110	65	40
Degradable Total	S _{DQO,HAC} S _{DQO,S} X _{DQO,S}	mg O ₂ /L	560	400	240	160
- Muy fácilmente degradable.		mg O ₂ /L	90	60	40	25
- Fácilmente degradable		mg O ₂ /L	180	130	75	50
- Lentamente degradable		mg O ₂ /L	290	210	125	85
Biomasa Total	X _{DQO,B}	mg O ₂ /L				
- Heterótrofos	X _{DQO,H}	mg O ₂ /L	120	90	55	35
- Desnitrificantes	X _{DQO,HD}	mg O ₂ /L	80	60	40	25
- Autótrofos	X _{DQO,A}	mg O ₂ /L	1	1	0.5	0.5
Carbono Orgánico Total	COT	mg C/L	250	180	110	70
- Carbohidratos		mg C/L	40	25	15	10
- Proteínas		mg C/L	25	18	11	7
- Ácidos grasos		mg C/L	65	45	25	18
- Grasas		mg C/L	25	18	11	7
- Detergentes		mg C/L	15	10	6	4

Tabla 2.3. Composición típica del agua residual urbana (continuación).

Parámetro	Símbolo	Unidades	Tipo de Agua Residual			
			Concen- trada	Mode- rada	Diluida	Muy Diluida
Nitrógeno y Fósforo						
Nitrógeno Total	C _{N-T}	mg N/L	80	50	30	20
Nitrógeno Amoniacal	S _{N-NH4}	mg N/L	50	30	18	12
Nitrógeno - Nitritos	S _{N-NO2}	mg N/L	0.1	0.1	0.1	0.1
Nitrógeno - Nitratos	S _{N-N O3}	mg N/L	0.5	0.5	0.5	0.5
Nitrógeno Orgánico	C _{N-N O}	mg N/L	30	20	12	8
Nitrógeno Kjeldahl	C _{NTK}	mg N/L	80	50	30	20
Fósforo total	C _{PT}	mg P/L	23 (14)	16 (10)	10 (6)	6 (4)
Ortofosfato	S _{P-PO4}	mg P/L	14 (10)	10 (7)	6 (4)	4 (3)
Polifosfatos	S _{p-P}	mg P/L	5 (0)	3 (0)	2 (0)	1 (0)
Fosfato orgánico	C _{P-PO}	mg P/L	4 (4)	3 (3)	2 (2)	1 (1)
Metales						
Aluminio	C _{AL}	mg Al/m ³	1000	650	400	250
Arsénico	C _{As}	mg As/m ³	5	3	2	1
Cadmio	C _{Cd}	mg Cd/m ³	4	2	2	1
Cromo	C _{Cr}	mg Cr/m ³	40	25	15	10
Cobalto	C _{Co}	mg Co/m ³	2	1	1	05
Cobre	C _{Cu}	mg Cu/m ³	100	70	40	30
Hierro	C _{Fe}	mg Fe/m ³	1500	1000	600	400
Plomo	C _{Pb}	mg Pb/m ³	80	65	30	25
Manganeso	C _{Mn}	mg Mn/m ³	150	100	60	40
Mercurio	C _{Hg}	mg Hg/m ³	3	2	1	1
Níquel	C _{Ni}	mg Ni/m ³	40	25	15	10
Plata	C _{Ag}	mg Ag/m ³	10	7	4	3
Zinc	C _{Zn}	mg Zn/m ³	300	200	130	80
Otras características						
Sólidos en suspensión	X _{SS}	mg SS/L	450	300	190	120
Sólidos en suspensión volátiles	X _{SSV}	mg SSV/L	320	210	140	80
Conductividad		ms/m	120	100	80	70
pH			7 – 8	7 – 8	7 – 8	7 – 8
Alcalinidad		meq/L de CaCO ₃	3 – 7	3 – 7	3 – 7	3 – 7
Sulfuros		mg S/L	0.1	0.1	0.1	0.1
Cianuros		mg CN ⁻ /L	0.05	0.035	0.02	0.015
Cloruros		mg Cl ⁻ /L	500	360	280	200

(Los datos entre paréntesis se refieren a zonas en la que se usan detergentes sin fosfatos).

2.2 EL PROBLEMA DE LOS APORTES DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

En España existen más de 300000 puntos de vertido de aguas residuales industriales a cauces superficiales, de los que la mayoría (el 80%) tiene el carácter de vertidos indirectos, es decir, vierten a la red de alcantarillado y son tratados en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) antes de ser vertidos a los cauces naturales. De los 60000 vertidos directos existentes (realizados directamente a un curso de aguas o canal de riego), unos 10000 corresponden a vertidos municipales, que se encuentran reglamentados por la Directiva 91/271/CEE, relativa a la depuración de aguas residuales urbanas, alrededor de unos 40000 vertidos corresponden a la ganadería estabulada o semiestabulada y finalmente unos 10000 vertidos directos tienen el carácter de efluentes industriales (Ministerio de Medio Ambiente, 1998).

La depuración de los vertidos industriales se puede considerar no totalmente satisfactoria con carácter general, ya que existen numerosos vertidos sin autorizar, principalmente vertidos indirectos, y un gran número de sustancias no están sujetas a regulaciones individuales y específicas según sectores industriales.

La descarga de efluentes industriales a las EDAR influye sobre el proceso de depuración y sobre el fango activo. La magnitud de esta influencia dependerá de las características del agua residual industrial vertida, su biodegradabilidad, presencia de compuestos tóxicos, pH, temperatura, etc. y de la periodicidad con que se produzca el vertido.

2.2.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES

La tabla 2.4 presenta un breve resumen de las características de las principales aguas residuales industriales, indicando su origen y características principales. Cabe destacar que esta información es útil como referencia únicamente, ya que las características de estos efluentes industriales no sólo dependen del tipo de industria de que se trate, sino que también dependen del tipo de tecnología que utilicen en el proceso productivo.

Tabla 2.4. Características de las aguas residuales industriales.

Industria	Origen de los residuos	Características principales
<i>Textil</i>		
Tejidos	Cocido de fibras; desapretado de telas.	Altamente alcalinos, coloreados, DBO, temperatura y sólidos en suspensión altos.
Artículos de piel	Apelambrado, remojo, descalcificado y maceración de cueros.	Sólidos totales, dureza, sal, sulfatos, cromo, pH, cal precipitada y DBO altos.
Negocios de lavandería	Lavado de tejidos.	Turbidez, alcalinidad y sólidos orgánicos.
Limpieza en seco	Limpieza de ropa por disolventes.	Vapores orgánicos condensados, tóxicos.
<i>Productos alimenticios</i>		
Conservas alimenticias	Mondar, escoger, exprimir y escaldar frutas y verduras.	Elevado nivel de sólidos en suspensión y materia orgánica coloidal y disuelta.
Productos lácteos	Dilución de leche entera, separada, mantecosa y suero.	Elevado nivel de materia orgánica disuelta, principalmente proteínas, grasa y lactosa.
Bebidas fermentadas y destiladas	Maceración y prensado de grano; residuos de la destilación de alcohol; agua de condensación de la evaporación de residuos de elaboración.	Alto nivel de materia orgánica sólida, conteniendo nitrógeno y almidones fermentados o sus productos.
Carne y productos de avicultura	Corrales de ganado, matanza de animales; extracción de huesos y grasas; residuos en aguas de condensación; grasa y agua de lavado, picoteo de pollos.	Elevada en materia orgánica disuelta y en suspensión, sangre, otras proteínas y grasa.
Remolacha azucarera	Agua de transferencia, cribado y exprimido; drenajes de fangos de cal; agua de condensación posterior al evaporador; jugo y azúcar extraída.	Elevado nivel de materia orgánica disuelta y en suspensión, conteniendo azúcar y proteínas.
Productos farmacéuticos	Micelio, filtrado consumido y aguas de lavado.	Elevado contenido de materia orgánica en suspensión y disuelta.
Pescado	Rechazos del centrifugado; pescado prensado; agua de evaporación y otras aguas residuales de lavado.	DBO, sólidos orgánicos totales y olor muy altos.
Arroz	Remojo, cocinado y lavado del arroz.	DBO, sólidos totales y en suspensión (principalmente almidón) altos.
Caña de azúcar	Derrames de extracción, clarificación, etc. Arrastre del evaporador en aguas de condensación y refrigeración.	pH variable, materia orgánica soluble con DBO de naturaleza carbonacea relativamente alta.
Agricultura	Origen variable en función de la fuente exacta; productos químicos agrícolas, flujos de retorno de riegos, residuos de la cosecha y residuos animales líquidos y sólidos.	Soluciones limpiadoras detergentes altamente orgánicas y DBO.

2. Introducción

Tabla 2.4. Características de las aguas residuales industriales (continuación).

Industria	Origen de los residuos	Características principales
<i>Materiales</i>		
Pulpa y papel	Cocido, refinado, lavado de fibras, cribado de pulpa y papel.	pH variable, color, sólidos en suspensión, coloidales y disueltos.
Acero	Coquificación del carbón; lavado de los gases de la combustión de altos hornos, y bajo de decapado del acero.	Bajo pH, ácidos, cianógeno, fenol, mineral, carbonato cálcico, álcali, aceites, batidoras de laminado y sólidos en suspensión.
Campos de petróleo y refinerías	Lodo de perforación, sal, aceite y algo de gas natural, fangos ácidos y aceites diversos del refinado.	Salas disueltas del campo altas; DBO alta, olor, fenol y compuestos de sulfuro de las refinerías.
Caucho	Lavado de látex, caucho coagulado, impurezas exudadas del caucho crudo.	Alta DBO y olor, alto en sólidos en suspensión, y pH variable, cloruros altos.
Productos petróleo-químicos	Agua contaminada por producción química y transporte de compuestos del petróleo de la segunda generación.	Alta DQO, metales, relación DQO/DBO, y compuestos inhibidores a la acción biológica.
Cemento	Rectificado de acabado del cemento, recolección de polvos de lavado de morteros, control de polvos.	Agua de refrigeración calentada, sólidos en suspensión, algunas sales inorgánicas.
<i>Productos Químicos</i>		
Ácidos	Aguas de lavado diluidas, ácidos diluidos varios.	Bajo pH, bajo contenido orgánico.
Detergentes	Jabones de lavado y purificado, detergentes.	Alta DBO y jabones saponificados.
Explosivos	Lavado de TNT y algodón-pólvora para purificación, lavado y decapado de los cartuchos.	TNT, coloreado, ácido, oloroso. Contiene ácidos orgánicos y alcohol de la pólvora y del algodón, metales, aceites y jabones.
Plástico y resinas	Operaciones de la unidad de preparación y uso de polímeros; derrames y equipo de baldeo.	Ácidos, sosa cáustica, materia orgánica disuelta como fenoles, formaldehído, etc.
Fertilizantes	Reacción química de elementos básicos, derrames, aguas de refrigeración, lavado de patios, purga de calderas.	Ácidos sulfúrico, fosfórico y nítrico; elementos minerales. P, S, N, K, Al, NH ₃ , NO ₃ ⁻ , etc. Algunos sólidos en suspensión.
Residuos cloroalcalinos	Celdas electrolíticas, fabricación de cloro y sosa cáustica.	Mercurio y metales disueltos.
<i>Energía</i>		
Energías de vapor	Agua de refrigeración, purga de calderas, drenaje de carbón.	Caliente, alto volumen, alto contenido inorgánico y sólidos disueltos.
Plantas de depuración de gases	Depuración de productos gaseosos de combustión por agua líquida.	Macropartículas, SO, absorbentes impuros o NH ₃ , NaOH, etc.
Procesado del carbón	Limpieza y clasificación del carbón, filtración de estratos de azufre con agua.	Sólidos en suspensión (principalmente carbón) H ₂ SO y FeSO ₄ altos, pH bajo.

a) Aguas residuales de la industria de elaboración de productos alimenticios

En este trabajo se da una especial importancia a este tipo de aguas residuales. Los vertidos de aguas residuales de este tipo de industrias proceden principalmente de las siguientes fuentes: materia prima y productos preparados; (aguas de transporte, lavado y aclarado de las materias primas), aguas de condensación y refrigeración; (agua de limpieza de instalaciones y desagüe del producto, derrame de depósitos o cubas y parte no utilizable del producto). Aunque existen unas características generales basadas en la elevada concentración de materia orgánica, con una biodegradabilidad media-alta, las variaciones observadas entre aguas de diferentes industrias son grandes. Así la DBO puede presentar valores entre 100 y 10000 mg/L, los sólidos en suspensión pueden estar ausentes en algunos vertidos y alcanzar valores de hasta 12000 mg/l en otros, pueden presentar exceso o defecto de nutrientes y el pH puede oscilar entre 3,5 y 11. Asimismo, el volumen de los vertidos puede ser casi nulo en algunas industrias y llegar hasta miles de m³/d en otras. Debido a estos motivos se hace necesario realizar un estudio pormenorizado para cada tipo de industria.

i) Vertidos de las industrias lácteas

Las plantas que almacenan o procesan la leche y los productos lácteos son en líneas generales las siguientes: envasadoras de leche, fábricas de queso, fábricas de mantequilla, fábricas de leche condensada y plantas de leche en polvo y helados.

Las aguas residuales generadas por estas industrias, poseen una carga orgánica constituida en su mayor parte por leche entera, leche tratada, mantequilla y suero de derrames. También suelen contener restos de agua de lavado que contienen productos químicos. Generalmente, son aguas neutras o ligeramente alcalinas, pero tienen tendencia a volverse ácidas muy rápidamente a causa de la fermentación de los azúcares de la leche que se transforman en ácido láctico. La lactosa en las aguas residuales puede pasar a ácido cuando se ha consumido todo el oxígeno disuelto y el bajo pH resultante puede causar la precipitación de la caseína. Los vertidos de las aguas residuales de las industrias de fabricación del queso, debido a la presencia del suero, son especialmente ácidos (Nemerow y Dasgupta, 1998). A continuación (tabla 2.5) se presenta una caracterización de los principales vertidos de las industrias lácteas.

2. Introducción

Tabla 2.5. Caracterización de los vertidos producidos en las industrias lácteas.

Parámetro	Global industria láctea	Suero
SSV (%)	816	--
SST (mg/L)	2500	2000
DBO (mg/L)	4500	--
DQO (mg/L)	2300	66000
N Total(mg/L)	56	650
P Total (mg/L)	33	650

En la figura 2.1 se presentan los diagramas de procesado de la leche y el queso, indicando los procesos fundamentales y los residuos generados en cada una de las etapas.

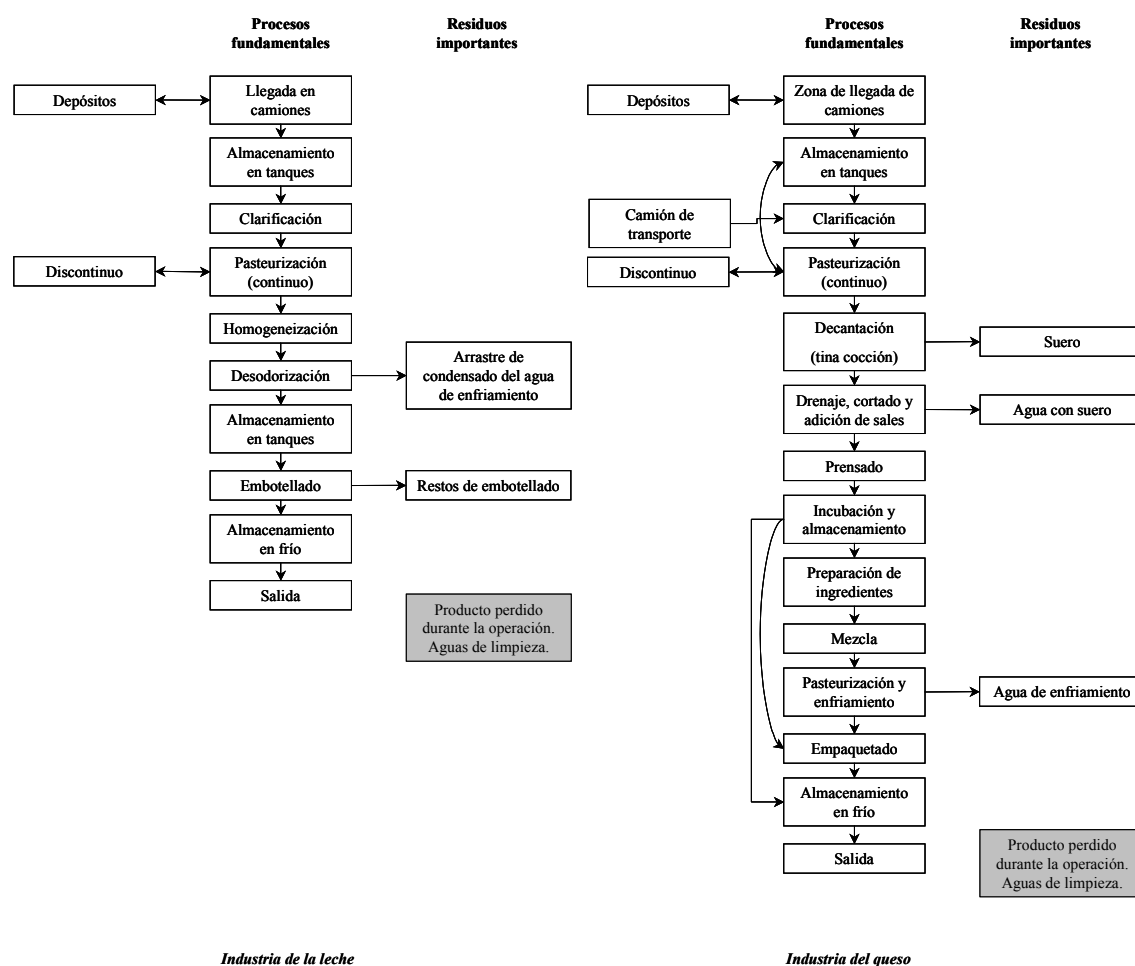


Figura 2.1. Diagrama de proceso para la preparación de leche y queso.

ii) Vertidos de las industrias de fermentación

Dentro de este grupo se encuentran las fábricas de cerveza, destilerías, fábricas de alcohol y ciertos compuestos químicos orgánicos y parte de la industria farmacéutica. El origen y la naturaleza de cada una de las aguas residuales dependen del producto que se pretenda obtener.

En el caso de la producción de vinos, durante la misma, se acumulan gran cantidad de sólidos y líquidos. La producción de estos vertidos es de carácter discontinuo y, por lo general, está relacionado con una serie de operaciones semanales o mensuales que se realizan durante su producción. Los residuos líquidos se producen principalmente por tres causas: vertidos de vino, agua de refrigeración y agua de limpieza, procedente de la limpieza de las botellas, tolvas, despalilladoras, prensas, lagares, depósitos y barricas. Tanto los residuos solubles como insolubles presentes en estas aguas residuales son principalmente orgánicos, consistiendo en componentes del vino y las uvas, tales como ácidos orgánicos, azúcares, alcoholes, pectina, proteínas, etc.

Las aguas residuales de las bodegas son aguas de elevada biodegradabilidad, presentando relaciones DBO_5/DQO entre 0.6 y 0.7. La relación $\text{DBO}_5/\text{NTK}/\text{P}$ suele ser de 200/1.4/0.3, presentando, por tanto, una falta tanto de nitrógeno como de fósforo (Fundación Caja Rioja, 2000).

iii) Vertidos de las industrias cárnicas

La industria de la carne tiene tres puntos principales de producción de residuos: los corrales para el ganado, el matadero y la sección de elaborados. En el caso de los mataderos, los animales se sacrifican, posteriormente se preparan, se lavan y se cuelgan en las cámaras frigoríficas.

La recuperación de la sangre se da en algunos casos, pero en los que no es así, toda la sangre va al colector. La recuperación de la sangre significa una disminución del 42% de la carga total de este tipo de vertidos. Los materiales de las panzas constituyen una fuente de problemas de contaminación si se arrojan al alcantarillado, ya que presentan una elevada concentración de sólidos en suspensión que reduce significativamente la eficacia de los procesos tradicionales de depuración de estos vertidos. La limpieza de las instalaciones se realiza generalmente con agua a presión,

2. Introducción

aunque en la actualidad se están implantando sistemas de limpieza en seco, con lo que se consigue una mayor recuperación de despojos y desperdicios para su aprovechamiento como materias primas no comestibles, reduciendo así su presencia en los efluentes líquidos. Otro de los efectos de los sistemas de limpieza en seco es la disminución del volumen de producción de aguas residuales. Las aguas residuales generadas en los mataderos presentan un color pardo-rojizo, debido a la elevada concentración de sangre, una alta DBO y una elevada concentración de compuestos nitrogenados.

En la figura 2.2 se presentan las principales operaciones unitarias en la industria de preparación de la carne.

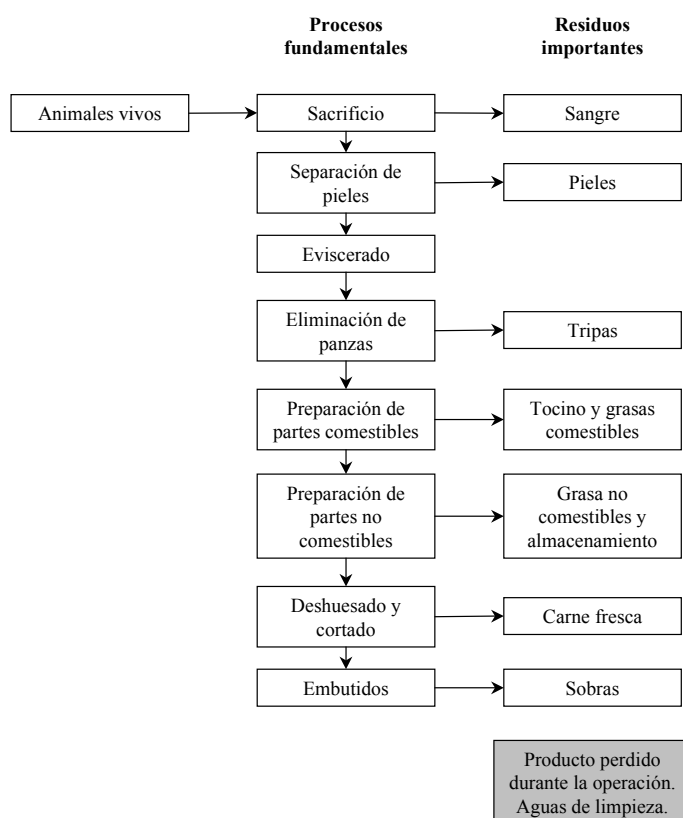


Figura 2.2. Diagrama de proceso para la preparación de la carne.

iv) Vertidos de las industrias azucareras de remolacha

El proceso de producción de azúcar de remolacha es un proceso estacional, su campaña se da durante el otoño y dura entre 60 y 100 días, durante los que la fábrica

trabaja 24 horas diarias. Una instalación típica de producción de azúcar de remolacha realiza las operaciones que se indican en la figura 2.3.

Las fuentes principales de producción de aguas residuales en una fábrica de producción de azúcar de remolacha son:

1. El agua del canal de transporte que se utiliza para lavar las remolachas y transportarlas desde los montones apilados en la fábrica hasta el lugar en que son sometidas al tratamiento.
2. El agua residual del proceso, consistente en el agua de lavado de la clarificación, procedente de la operación de lavar la remolacha tratada, desprovista de azúcar, y el agua de la prensa de la pulpa, procedente de la deshidratación parcial de la pulpa desprovista de azúcar.
3. El residuo de cal o lodo con cal, procedente del proceso de carbonatación.
4. El agua de condensación de los evaporadores de efecto múltiple y sistemas de vacío, utilizados para concentrar la solución de azúcar.

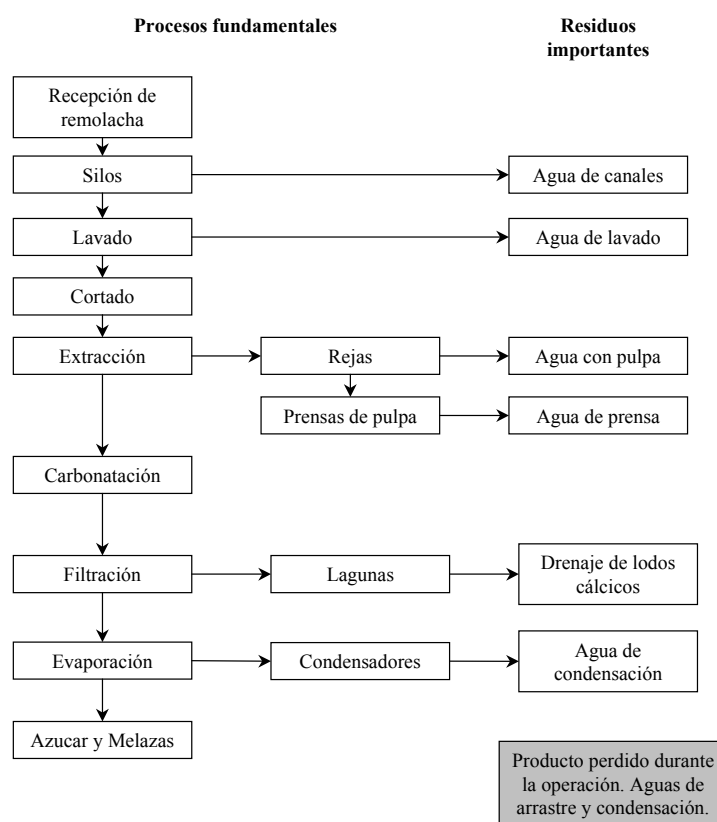


Figura 2.3. Diagrama de proceso para la obtención de azúcar de remolacha.

2. Introducción

Las aguas de lavado varían considerablemente en cuanto al contenido de tierra, piedras, hojas de remolacha y sólidos disueltos en función de las características de la remolacha recibida. El volumen de agua producido en esta operación representa un 72% del volumen total de agua residual producida, sin embargo su DBO es relativamente baja, aproximadamente igual a la de las aguas residuales domésticas. Una vez las remolachas han sido lavadas y prensadas se produce un efluente rico en materias orgánicas, de elevada DBO y sólidos en suspensión (Nemerow y Dasgupta, 1998).

En la tabla 2.6 se presenta una caracterización de dos de los vertidos producidos en una fábrica de producción de azúcar de remolacha, el agua de canales y el agua de proceso, que incluye el agua con pulpa y el agua de prensa como indica la figura 2.3.

Tabla 2.6. Caracterización de los vertidos producidos en las fábricas de producción de azúcar de remolacha.

Parámetro	Agua de canales	Agua de proceso
Sólidos en suspensión (mg/L)	400	1300
Sólidos volátiles (%)	35	75
Sólidos totales (mg/L)	--	3800
DQO (mg/L)	200	1600
DBO (mg/L)	175	1500
N-proteínas (mg/L)	10	65
N – NH ₄ (mg/L)	3	15
Sacarosa (mg/L)	100	1500
Volumen producido (L/Tm. Remolacha procesada)	7570-11355	1230

v) Vertidos de las industrias de conservas alimenticias

La industria de las conservas alimenticias es una de las más importantes, y se caracteriza por utilizar grandes cantidades de agua. Este tipo de industria está muy diversificada, ya que se elaboran conservas o congelados de multitud de materias primas diferentes. Los vertidos de estas fábricas se suelen clasificar según el tipo de producto que elaboran y la temporada a la que corresponde su cultivo.

La preparación de estos productos se caracteriza por poseer una serie de etapas comunes en todos ellos. Estas etapas son:

1. Preparación inicial.
 - Limpieza y clasificación del producto en bruto.
 - Preparación del producto en bruto.
2. Procesado de la materia prima.
3. Envasado.
4. Almacenamiento.

Los vertidos suelen ser principalmente orgánicos, procedentes de las operaciones de limpieza, extracción del jugo, calentamiento preliminar y pasteurización de las materias primas, limpieza de la maquinaria para la elaboración y, en algunos casos, congelación del producto terminado.

Aunque la preparación difiere con cada tipo de alimento, al existir poca diferencia entre los procedimientos, el origen de los vertidos ocasionados en la producción de estos alimentos es parecido.

En la tabla 2.7 se presentan algunas de las características aproximadas de las aguas residuales de fabricas de conservas y vegetales.

Tabla 2.7. Características de las aguas residuales de fabricas de conservas y vegetales.

Producto	DBO ₅ (mg/L)	Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)
Tomates enteros	570-4000	190-2000
Tomates en jugo	178-3880	170-1168
Patatas dulces	295-3180	610-990
Patatas blancas	200-2900	990-1180
Champiñón	76-390	50-242
Guisantes	380-4700	272-400
Judías cocidas	925-1440	225-320

2. Introducción

2.2.2 EFECTO DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES EN LOS TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Como se indicó anteriormente, (punto 2.2.1 *Caracterización de los vertidos industriales*), las características de las aguas residuales industriales no dependen únicamente del tipo de industria de que se trate, sino que también dependen del tipo de proceso productivo que empleen. Esto hace que las aguas residuales industriales presenten unas características muy variables, siendo las más destacables las variaciones de caudal, carga de contaminantes y la presencia, en algunos casos, de sustancias tóxicas.

Estas características de las aguas residuales industriales, hacen que su vertido pueda afectar negativamente a los procesos biológicos de depuración de aguas residuales, ya que modifican las condiciones de operación de diseño de las EDAR urbanas. Sin embargo, en otras ocasiones puede resultar beneficioso, ya que pueden modificar las características de las aguas residuales urbanas aportando compuestos deficitarios y facilitando la tratabilidad de las mismas por medios biológicos.

A continuación se realiza una breve discusión de los posibles efectos del vertido de aguas residuales industriales sobre el funcionamiento de un tratamiento biológico de depuración de aguas residuales urbanas.

a) Efecto a corto plazo

En la figura 2.4 se muestra la variación de la concentración de microorganismos durante un proceso biológico discontinuo, pudiéndose diferenciar varias etapas (Herbert, 1956). En los tratamientos biológicos se tiende a trabajar en la etapa de crecimiento exponencial por ser la de mayor velocidad. Entre las etapas exponencial y estacionaria el crecimiento decrece lentamente, ya que la baja concentración de los nutrientes necesarios para el crecimiento impide a los mismos crecer con las velocidades máximas.

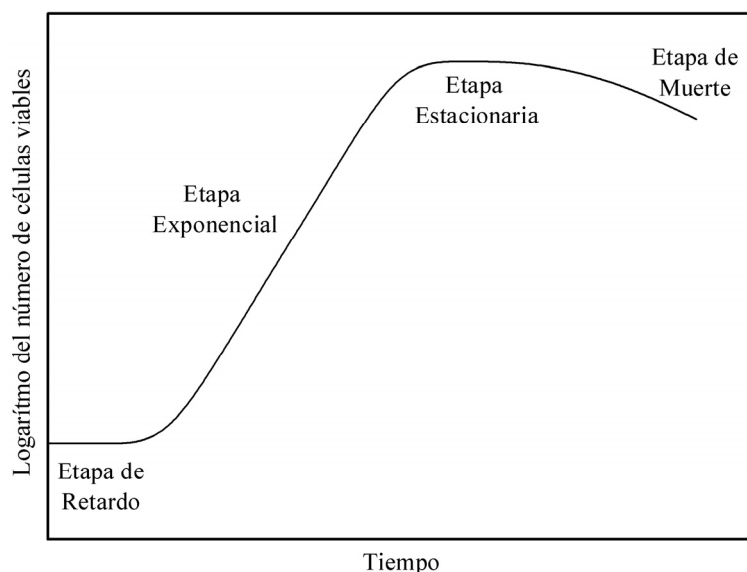


Figura 2.4. Curva de crecimiento de bacterias en un cultivo discontinuo.

Cuando se produce un vertido puntual en una EDAR se modifican las condiciones del medio en el que se desarrollan los microorganismos. Este cambio afecta al ciclo de vida de los microorganismos que se desarrollan en ese entorno, originando la aparición de una etapa de retardo (figura 2.4), en la que el metabolismo de los microorganismos presentes en el medio ha de adaptarse a las nuevas condiciones, por ejemplo sintetizando nuevas enzimas. Esto hace que en muchos casos la respuesta a corto plazo sea una paralización del proceso hasta que los microorganismos se adapten a la nueva situación, cosa que no siempre sucede. Otra posibilidad, menos drástica, es que el cambio en las condiciones de operación pueda ocasionar inhibiciones o estimulaciones de los procesos biológicos.

La actividad de los procesos biológicos viene determinada por la cinética de las reacciones catalizadas por enzimas en la célula o por el transporte a través de la membrana celular. La inhibición o estimulación de los procesos biológicos es, por tanto, debida a los cambios producidos en estos dos procesos.

La cinética típica de los procesos biológicos se representa generalmente mediante modelos del tipo Monod (Monod, 1942). Sin embargo, esto es una simplificación válida para un intervalo reducido de concentraciones de sustrato, ya que, como se muestra en la figura 2.5a, la velocidad de estos procesos decrece a elevadas concentraciones del mismo, existiendo un intervalo óptimo para cada sustrato.

2. Introducción

Existen algunos compuestos que no tienen funciones bioquímicas, pero que a altas concentraciones originan una disminución de la velocidad de los procesos biológicos (Figura 2.5b). Estos compuestos son los denominados *modificadores* (Heijnen, 2002), que actúan como inhibidores externos del proceso biológico. El origen de este efecto está en la unión del compuesto químico y ciertas enzimas en la célula, originando unas enzimas modificadas que presentan una actividad diferente.

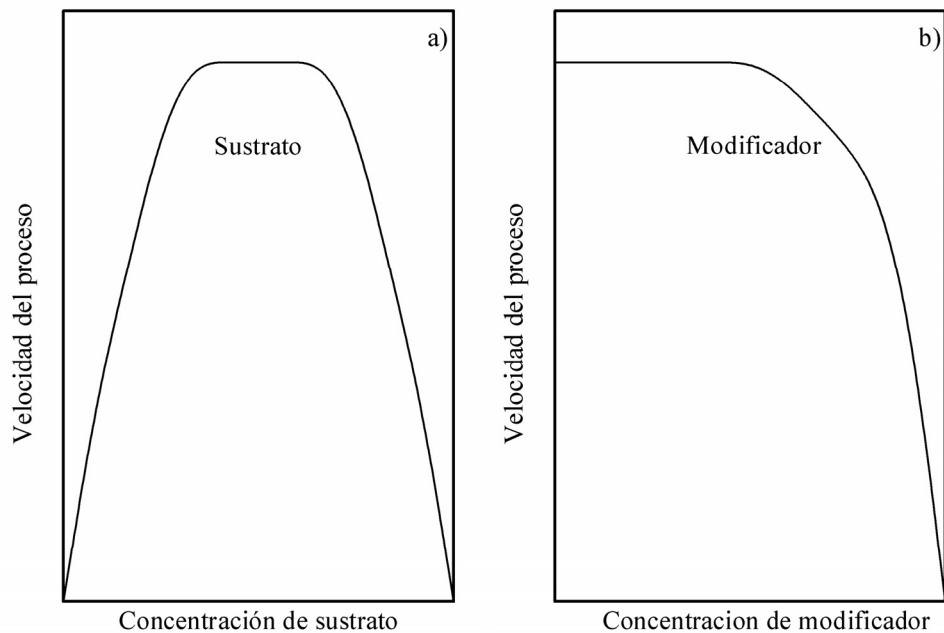


Figura 2.5. Efecto de sustratos y modificadores en la velocidad de los procesos biológicos.

La inhibición por sustrato puede ser muy importante en el caso de aguas residuales muy concentradas, resultantes de alguna sobrecarga puntual ocasionada por un vertido orgánico. La razón básica es que cuando la concentración de un sustrato, aunque habitual, supera momentáneamente un determinado valor ($C_{si} > C_s^{max}$), el proceso entra en una situación de inestabilidad (figura 2.6), ya que un ligero aumento en C_s lleva a un valor inferior de velocidad de crecimiento, lo que origina, a su vez, otro ligero aumento de C_s y una velocidad de crecimiento aún más pequeña originando finalmente la paralización del proceso y el “lavado” de los microorganismos del biorreactor.

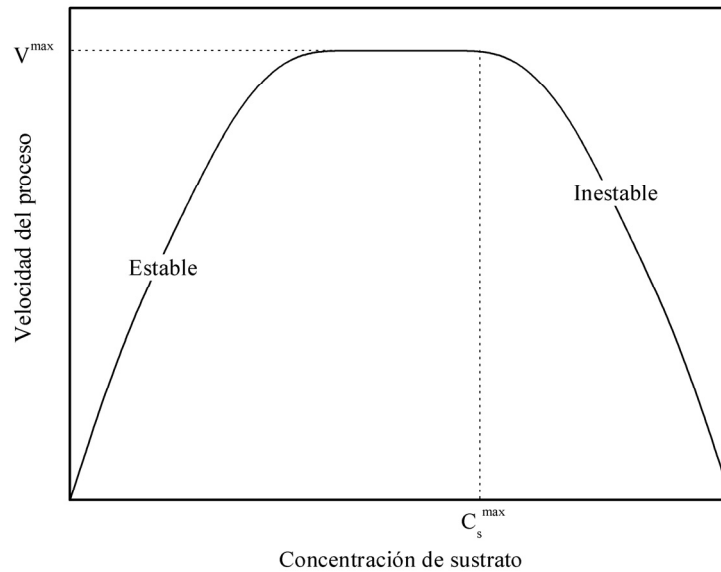


Figura 2.6. Curva de inhibición por sustrato.

b) Efecto a largo plazo

Si el vertido perdura en el tiempo, se producirá una nueva situación de competencia, entre los microorganismos viables, por el nuevo sustrato, lo que puede modificar la población de microorganismos presentes en el reactor biológico y por tanto su comportamiento en la depuración de las aguas. El resultado de esta competición dependerá de la velocidad específica de crecimiento de cada uno de los microorganismos presentes en el nuevo medio. En la figura 2.7 se muestran las curvas velocidad específica de crecimiento-sustrato para dos tipos de microorganismos.

En el caso de la figura 2.7a se aprecia como para cualquier concentración de sustrato los microorganismos A prevalecerán sobre los B, debido a que su velocidad de crecimiento es superior a cualquier concentración de sustrato.

Sin embargo en el caso de la figura 2.7b los microorganismos A prevalecerán sobre los B únicamente a elevadas concentraciones de sustrato, mientras que los B prevalecerán sobre los A a bajas concentraciones de sustrato. Esto es debido a que la afinidad de los microorganismos B por el sustrato es mayor que la de los A. La afinidad de un microorganismo por un sustrato podemos definirla por la fórmula:

2. Introducción

$$\text{Afinidad} = \frac{\mu_{\max}}{K_s} \quad [2.1]$$

donde μ_{\max} es la velocidad específica de crecimiento máxima y K_s es la constante de semisaturación.

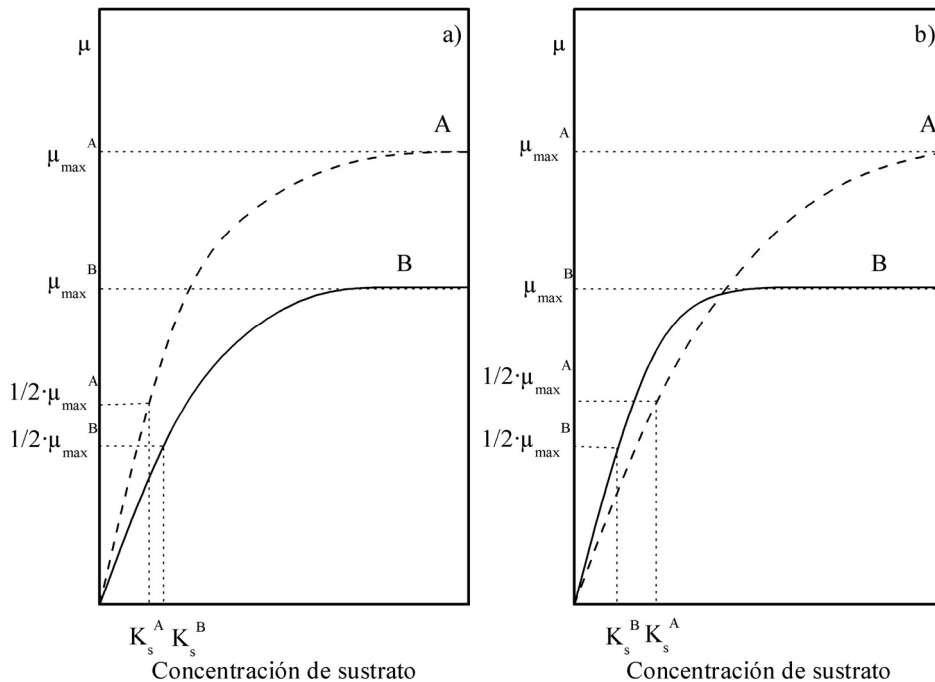


Figura 2.7. Relación entre la velocidad específica de crecimiento máxima y la concentración de sustratos para dos microorganismos A y B.

Como conclusión, el aporte de vertidos industriales causará inhibiciones en el proceso, llegando en algunos casos incluso a paralizarlo completamente, o lo estimulará. Tras un periodo de aclimatación, como resultado de la competencia, entre los distintos grupos de microorganismos, por el nuevo sustrato, el cultivo de microorganismos se modificará hasta llegar a una situación estable distinta a la original.

2.3 LA EUTROFIZACIÓN DE LAS AGUAS

La presencia de compuestos de nitrógeno y de fósforo es esencial para el crecimiento de las plantas y otros organismos, por lo que se les denomina de forma

genérica *nutrientes*. El vertido de aguas residuales ricas en *nutrientes* puede dar lugar al proceso conocido como Eutrofización. La Eutrofización es un proceso complejo de fertilización de las aguas naturales con sustancias nutritivas, especialmente nitrógeno y fósforo en formas asimilables por la vegetación acuática, que origina un aumento de la población de algas, un incremento de la productividad en todos los niveles de la cadena alimentaria y un empeoramiento progresivo de las características físico-químicas del agua.

La Eutrofización es un proceso natural consecuencia de la evolución del ecosistema, que dura periodos de tiempo muy elevados (escala geológica) y acaba con la desaparición del lago. Sin embargo la aceleración del proceso de Eutrofización es causada principalmente por el exceso de *nutrientes* (N y P) presentes en las aguas, debido a la gran cantidad de los mismos aportada por los vertidos, y sobre todo a la presencia de fósforo (que proviene normalmente de los fosfatos presentes en los detergentes), ya que éste es el elemento limitante en estos procesos, mientras que el nitrógeno puede considerarse en exceso por fijación del nitrógeno atmosférico.

El crecimiento excesivo de vegetación (generalmente microscópica o plancton), necesitará para su mineralización cuando muera y sedimente en las aguas profundas, una cantidad de oxígeno que no está disponible en el medio, originando condiciones anóxicas que alteran profundamente las características químicas del agua. Todo está agravado por el hecho de que generalmente, la alteración humana que origina la Eutrofización no suele limitarse al aumento de *nutrientes*, sino que suele estar acompañada por una carga orgánica que demandará aún más oxígeno.

Se pueden resumir las alteraciones producidas por la Eutrofización en aguas estancadas del siguiente modo:

- a) Incremento masivo de algas.
- b) Cambio de especies presentes y descenso de la diversidad del ecosistema.
- c) Efectos antiestéticos, como turbidez y color.
- d) Atascamiento de filtros en los procesos de potabilización.
- e) Sabores y olores desagradables.
- f) Posible generación de organismos patógenos.

2. Introducción

- g) Degradación parcial de la materia orgánica por generación de condiciones anaerobias y solubilización de fosfatos, que acentúan el problema.

El control de la Eutrofización se basa en reducir la carga de *nutrientes* aportados a la masa de agua, y en llevar a cabo acciones encaminadas a paliar sus efectos sobre la misma. Los métodos para reducir el fósforo en las aguas residuales pueden ser: tratamientos biológicos convencionales que reducen un 30%, como máximo, el contenido en fósforo; tratamientos fisicoquímicos en los que se precipita el fósforo con agentes químicos, llegando a rendimientos mucho mayores que en los tratamientos biológicos convencionales; y realizar la reducción o eliminación de los polifosfatos de los detergentes, dado que un 30% del fósforo contenido en las aguas residuales urbanas tiene ese origen, siendo una medida de gran importancia. Este tipo de medidas han sido reguladas por algunos gobiernos (Alemania, Italia, Suiza), o han sido tomadas de forma voluntaria por los propios fabricantes (Holanda, Suecia, Bélgica, Australia), (Canton y Sloof, 1982, Sorbe, 1984, Banens y Davis, 1998, van Roy y col., 1998).

Una estimación de las principales fuentes de fósforo vertidas en las aguas naturales, promediada para 11 de los países de la Unión Europea (Morse y col., 1993) se presenta en la tabla 2.8.

Tabla 2.8. Principales fuentes de aporte de fósforo a las aguas naturales.

Fuente	Porcentaje	Fuente	Porcentaje
Seres Humanos	24	Fertilizantes	16
Detergentes	10	Explotaciones ganaderas	34
Industria	7	Resto de fuentes	9

En esta tabla se aprecia que las aguas residuales (41%) y la actividades agro-ganaderas (50%) son las principales fuentes de aporte de fósforo a las aguas naturales.

Las acciones encaminadas a paliar los efectos de la Eutrofización sobre la misma masa de agua ya afectada son poco usuales y consisten principalmente en la retirada de algas y vegetación excesiva generada y en tratar de controlar el equilibrio ecológico en los lagos mediante repoblación de especies.

En el Libro Blanco del Agua en España (Ministerio de Medio Ambiente, 1998) se resume el estado trófico de los embalses españoles a partir de información obtenida entre 1990 y 1997. Se ofrece en dicho documento una panorámica bastante preocupante. Casi la mitad (el 48%) del volumen de agua almacenado en los embalses españoles se encuentra en un estado avanzado de Eutrofización. Las cuencas que presentan las aguas almacenadas en peor estado son las del Tajo (68%), Internas de Cataluña (67%), Galicia Costa (64%) y Duero (57%). En la distribución geográfica de los embalses se aprecia que es en los tramos bajos y medios de los ríos, una vez superadas las grandes concentraciones urbanas, donde la incidencia es mayor.

2.4 ASPECTOS GENERALES DE LA ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

2.4.1 ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO

Uno de los contaminantes más importantes del agua es el nitrógeno, pues las actividades agrícolas e industriales han aumentado casi al doble la concentración de nitrógeno fijado anualmente en la biosfera (Bock y col., 1995). Parte importante de este nitrógeno llega en forma de amonio, nitrato y nitrito, creando problemas de toxicidad para los organismos acuáticos y problemas ambientales como la Eutrofización (Laws, 1993). Por ello es necesario mantener la concentración de compuestos nitrogenados dentro de niveles que no causen el deterioro de los ríos, lagos y mares.

Los métodos existentes para la eliminación del nitrógeno del agua pueden clasificarse en físico-químicos y biológicos (Fair y col., 1984). Los métodos físico-químicos, han sido históricamente los más utilizados a pesar de que presentan elevados costes y, en la mayoría de los casos, no resuelven el problema ya que trasladan el contaminante del agua al fango. Debido a estos motivos, se han impuesto los métodos biológicos que presentan costes muy reducidos y que, en condiciones idóneas, si eliminan el contaminante, ya que sus productos finales son CO₂ y N₂.

2. Introducción

a) *Métodos físico-químicos*

Para la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales existen tres métodos físico-químicos clásicos:

- ***Intercambio iónico selectivo.*** En este tratamiento se elimina el amonio del agua utilizando un intercambiador iónico que tenga gran afinidad por él. El más utilizado es la zeolita natural Clinophoita (Sedlak, 1991). Presenta el inconveniente de la saturación del intercambiador, lo que obliga a su regeneración con un regenerante en medio básico.
- ***Stripping del amonio con aire.*** Se realiza por burbujeo del aire en el agua previa basificación del medio. Presenta serios problemas por su reducida eficacia y sus posibles problemas de contaminación atmosférica.
- ***Cloración al breakpoint.*** El amonio es eliminado mediante su oxidación a nitrógeno gaseoso con HClO. En este proceso se requiere una neutralización posterior con cal para compensar la bajada del pH y un tratamiento con SO₂ o carbón activado para la eliminación del hipoclorito residual.

Estos métodos tienen asociados grandes costes de operación, debidos entre otros factores a la adquisición de reactivos. Por esto, sólo se utilizan como tratamiento terciario en el refinado de los efluentes de los tratamientos biológicos.

b) *Métodos biológicos*

La eliminación biológica de nitrógeno se ha basado fundamentalmente en el proceso de nitrificación-desnitrificación, cuya finalidad es la conversión del nitrógeno amoniacal presente en el agua residual en nitratos y su posterior reducción a nitrógeno gaseoso. Este proceso se caracteriza por una gran sencillez, además de una buena relación coste/eficacia. Si se llevara a cabo mediante un tratamiento de fangos activos, serían necesarias las siguientes modificaciones básicas sobre un proceso convencional sin nitrificación:

- Un aumento del tiempo de retención celular.
- Una compartimentación del reactor biológico en 2 zonas, una aireada y otra sin airear.

Más adelante (apartado 2.6. *Procesos para la eliminación biológica de nutrientes*) se presentan diferentes esquemas de procesos de fangos activos que incluyen la eliminación biológica de nitrógeno.

Sin embargo, este proceso de eliminación biológica de nitrógeno no es óptimo, ya que en primer lugar se necesita energía, para la aireación, con el fin de oxidar completamente el nitrógeno amoniacal a nitratos y posteriormente se necesita un aporte de sustrato biodegradable para transformar estos nitratos en nitrógeno gaseoso.

Debido a estos motivos se han desarrollado en los últimos años nuevos procesos para la eliminación biológica del nitrógeno. Uno de estos procesos es el denominado SHARON (single reactor System for High Ammonium Removal Over Nitrite) (van Loosdrecht y Jetten, 1998), proceso en el que el nitrógeno amoniacal se oxida parcialmente hasta nitrito, que posteriormente podría ser reducido a nitrógeno gaseoso, minimizando por tanto el proceso de oxidación y reducción del nitrógeno. En otro proceso también recientemente desarrollado, se consigue la reducción del nitrito a nitrógeno gaseoso utilizando el nitrógeno amoniacal como donador de electrones (Mulder, 1992; van Loosdrecht y Jetten 1998). Este proceso es conocido como proceso de oxidación anaerobia del nitrógeno amoniacal (ANAMMOX).

El proceso ANAMMOX puede ser combinado con un proceso de nitrificación parcial como el SHARON permitiendo la conversión directa del nitrógeno amoniacal en nitrógeno gaseoso y por tanto su eliminación del agua, convirtiéndose en la vía de eliminación más corta posible. Esto representa un uso mínimo de energía y recursos.

A modo de resumen, las posibles vías de eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales se muestran en la figura 2.8. Más adelante, (apartado 2.5.1 *Eliminación biológica de nitrógeno*), se describirán detalladamente estos procesos biológicos.

2. Introducción

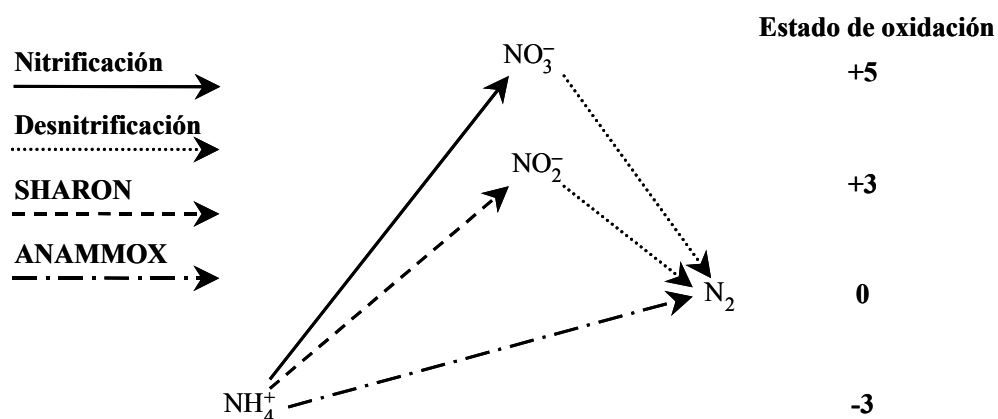


Figura 2.8. Posibles vías para la eliminación biológica de nitrógeno de aguas residuales.

2.4.2 ELIMINACIÓN DE FÓSFORO

La eliminación de fósforo puede así mismo efectuarse mediante métodos físico-químicos o biológicos, utilizándose cada vez más estos últimos.

Los métodos físico-químicos eliminan el fósforo mediante su precipitación con cationes di o tri-valentes y su posterior separación por decantación. Estos procesos suelen estar en combinación con tratamientos de fangos activos, presentando una serie de inconvenientes (Grünebaum y Dorgeloh, 1992):

- Incremento en los costes de operación, principalmente por el consumo de reactivos y por la mayor producción de fangos.
- Incremento en la producción de SO_4^{2-} y de Cl^- en el agua como consecuencia de la adición de sales precipitantes.
- Reducción de la capacidad tamponadora del agua por pérdida de alcalinidad.
- Posibles inhibiciones en los procesos biológicos posteriores.

Recientemente se han desarrollado nuevas técnicas para la eliminación físico-química del fósforo. Estos son:

- Cristalización del fósforo en reactores de lecho fluidizado.
- Separación magnética de fósforo precipitado en presencia de magnetita.

Estas dos técnicas, que inicialmente fueron concebidas para el tratamiento directo del agua residual, ahora son sólo tenidas en cuenta si se usan en combinación con procesos biológicos de eliminación de fósforo. Esto es debido principalmente a los problemas de funcionamiento que se generan por los inevitables cambios en las cargas hidráulicas. La ventaja que presentan estos dos tipos de procesos es la posibilidad de reutilizar el fósforo eliminado del agua.

Frente a estos procesos físico-químicos, la eliminación biológica de fósforo (básicamente mediante el proceso de fangos activos), tiene la ventaja de su más bajo coste de mantenimiento y operación, aunque también tiene asociados una serie de problemas:

- Necesidad de compartimentación del reactor en una zona aerobia o anóxica y otra anaerobia.
- Fuerte dependencia de algunas variables, algunos de cuyos valores óptimos son difíciles de conseguir en el tratamiento del agua residual urbana.
- Su funcionamiento se optimiza en situaciones desfavorables para la eliminación de nitrógeno y viceversa.

A continuación se presentan las bases teóricas de los procesos de eliminación biológica de nutrientes de aguas residuales mediante el proceso de fangos activos.

2.5 BIOQUÍMICA Y MICROBIOLOGÍA DE LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES

2.5.1 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO

El nitrógeno es un componente fundamental del tejido celular de la biomasa utilizada en el tratamiento de aguas residuales, constituyendo como media el 12% de su peso seco (Figura 2.9).

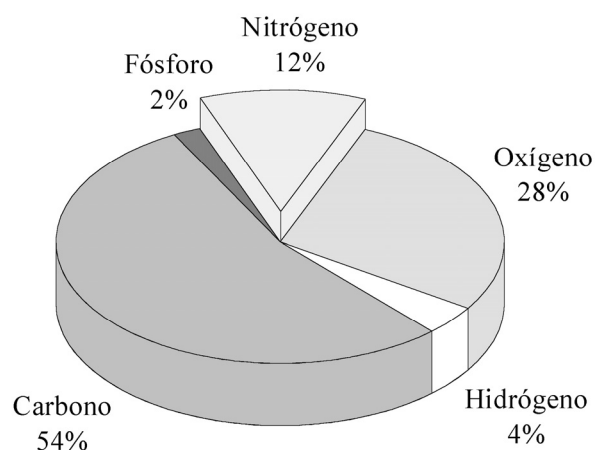


Figura 2.9. Composición típica de la biomasa utilizada en el tratamiento biológico de aguas residuales.

En cualquier proceso biológico de tratamiento de aguas residuales, se elimina de ésta una cantidad de nitrógeno equivalente a la estequiometría necesaria para el crecimiento de la biomasa producida. Esta cantidad es independiente del esquema de proceso que se utilice, dependiendo sólo de la biomasa generada, y tiene una gran importancia en depuración biológica de aguas con déficit de este nutriente, situación en la que hay que aportarlo para conseguir el funcionamiento del proceso.

Existen diversos métodos biológicos de eliminación del nitrógeno presente en las aguas residuales, siendo el proceso de nitrificación-desnitrificación el más importante y utilizado actualmente. Mediante este proceso se lleva a cabo la eliminación del nitrógeno contenido en un agua residual (mayoritariamente presente en forma de Nitrógeno Total Kjeldahl, NTK), transformando el nitrógeno amoniacal en nitrógeno gaseoso. Previamente la fracción orgánica del NTK se ha debido transformar en nitrógeno amoniacal mediante otro proceso microbiológico denominado *amonificación*.

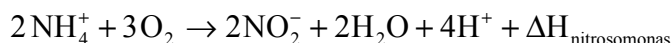
Debido a los inconvenientes que presenta el proceso de nitrificación-desnitrificación, se han desarrollado, en los últimos años, otros esquemas de proceso como el SHARON y el ANAMMOX.

a) Nitrificación

Puede efectuarse por bacterias autótrofas y heterótrofas, si bien la nitrificación debida a estas últimas suele ser despreciable, excepto en condiciones de pH extremas.

i) Estequiometría

La nitrificación autótrofa consiste en una secuencia de dos reacciones: la primera es realizada por bacterias del género *Nitrosomonas* y consiste en la transformación de todo el nitrógeno amoniacal en nitritos:



La segunda es realizada por bacterias del género *Nitrobacter*, transformándose los nitritos en nitratos:



Las bacterias, además de obtener energía, consumen parte del nitrógeno amoniacal para la formación del tejido celular. Así, la estequiometría global del proceso incluyendo la formación de biomasa, que se representa mediante la fórmula $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, es:



El coeficiente típico de producción de biomasa por gramo de nitrógeno oxidado (Y_{NX}) es 0.1 g de biomasa/g de nitrógeno.

ii) Cinética básica

La cinética de la nitrificación puede ser descrita por una expresión del tipo de Monod en la que aparece como sustrato limitante la concentración de nitrógeno amoniacal. En la práctica, la etapa limitante del proceso global mostrado en la ecuación química anterior es la oxidación del amonio, y aunque el proceso se componga de dos etapas siempre se expresa su cinética como la del proceso global en la que el sustrato limitante es amonio. La velocidad específica de crecimiento de las bacterias autótrofas, responsables de la nitrificación, se puede expresar, en función de la concentración de amonio, como:

2. Introducción

$$\mu_A = \mu_{\max,A} \frac{S_{\text{NH}_4}}{K_{S,\text{NH}_4} + S_{\text{NH}_4}} \quad [2.2]$$

donde S_{NH_4} es la concentración de N-NH_4^+ en el reactor, $\mu_{\max,A}$ es la velocidad específica de crecimiento máxima, y K_{S,NH_4} es la correspondiente constante de semisaturación. En la bibliografía (Henze y col., 1995a), se recogen valores típicos de los parámetros cinéticos y estequiométricos de la nitrificación a 20°C.

iii) Factores que afectan al proceso de nitrificación

Relación DBO_5/NTK en el influente

El cociente entre las concentraciones de materia orgánica biodegradable, expresada como DBO_5 , y la de Nitrógeno Total Kjeldahl presentes en el agua residual está relacionado con la fracción de microorganismos nitrificantes presentes en el tratamiento biológico de la misma. Esta relación queda reflejada en la figura 2.10, observándose un incremento en la fracción de bacterias nitrificantes con el aumento en la proporción de Nitrógeno Total Kjeldahl.

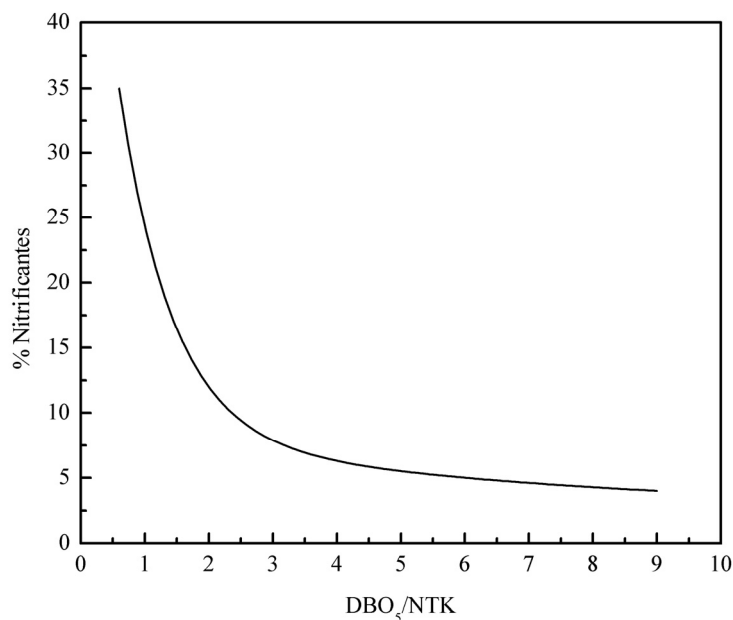


Figura 2.10. Variación del porcentaje de microorganismos nitrificantes en un tratamiento biológico en función de la relación carbono/nitrógeno en el sustrato.

Alcalinidad y pH

En el proceso de nitrificación se consume alcalinidad como consecuencia de la utilización de los bicarbonatos como fuente de carbono para síntesis del tejido celular. Por cada mg de nitrógeno que se oxida a nitrito se consumen aproximadamente 7.14 mg de alcalinidad, expresada como CaCO_3 . La influencia de la alcalinidad es de gran importancia en la nitrificación de aguas blandas. Se debe garantizar una alcalinidad residual superior a 50 mg/L, a fin de disponer siempre de una fuente de carbono para el crecimiento celular de los microorganismos autótrofos y el funcionamiento del proceso, por lo que en ocasiones puede ser necesaria la adición de Na_2CO_3 o $\text{Ca}(\text{OH})_2$, (Sedlak, 1991).

Respecto al pH, el proceso de nitrificación se ve favorecido en medios con pH neutro o ligeramente alcalino, pudiendo realizarse en el intervalo de pH comprendido entre 6 y 9 y presentando un óptimo entre 7.3 y 7.8.

Tiempo de retención celular

Se puede definir como el tiempo medio que una célula permanece en el proceso. La tasa de crecimiento de los microorganismos nitrificantes es inferior a la de los heterótrofos aerobios consumidores de materia orgánica carbonosa. Esto hace que sea preciso un tiempo de retención celular (TRC) superior al necesario para un proceso aerobio sin nitrificación, situándose aquel en un mínimo de unos ocho días.

Oxígeno disuelto

Al tratarse de un proceso aerobio, la presencia de oxígeno es fundamental para que se desarrolle el proceso. Por cada mg de nitrógeno en forma amoniacal que se nitrifica se consumen aproximadamente 4.2 mg de oxígeno. Se ha de garantizar una concentración mínima, en torno a 2 mg/L, con el fin de evitar condiciones de anoxia en el interior de los flóculos.

Temperatura

Es una variable que tiene gran importancia en todos los procesos biológicos, incluido el de nitrificación. La velocidad del proceso aumenta con la temperatura, ajustándose la velocidad máxima específica de crecimiento de estos microorganismos con relaciones del tipo van't Hoff-Arrhenius dentro de un intervalo determinado de temperaturas.

2. Introducción

$$\mu_{N, \max}(T) = \mu_{N, \max}(20^{\circ}\text{C}) \cdot e^{(k(T-20))} \quad [2.3]$$

donde $\mu_{N, \max}(20^{\circ}\text{C})$ es aproximadamente 0.45 día^{-1} y k toma un valor de $0.098^{\circ}\text{C}^{-1}$.

Al igual que en cualquier otro proceso biológico, la curva de velocidad de crecimiento específico máximo presenta un máximo a una determinada temperatura, superada la cual comienza a decrecer. Este máximo se alcanza a temperaturas en torno a los 30°C , entre 30 y 35°C la velocidad máxima de crecimiento específico permanece prácticamente constante; entre 35 y 40°C la velocidad máxima de crecimiento específico decae hacia valores cercanos a cero (Sedlak, 1991).

Presencia de sustancias inhibidoras

La primera etapa de este proceso, transformación del nitrógeno amoniacal en nitritos, es la limitante, convirtiéndose éstos fácilmente en nitratos en la segunda etapa, salvo en determinadas condiciones en que se pueda inhibir el metabolismo de las *Nitrobacter ssp.*, provocando así una acumulación de nitritos. Esta inhibición puede ser causada por diferentes factores, como por ejemplo la excesiva concentración de amonio (Anthonisen y col., 1976) lo que representa un caso clásico de inhibición por sustrato, o la presencia de determinados compuestos orgánicos (Sedlak, 1991).

Ambas situaciones pueden darse en la realidad en depuradoras de aguas residuales que en un instante determinado reciben un aporte de agua residual industrial no previsto, con un exceso de nitrógeno amoniacal o con otro tipo de contaminantes distintos de los habituales.

b) Desnitrificación

i) Descripción y estequiometría

El nitrato puede ser reducido bioquímicamente de dos formas distintas (Foch y Chang, 1977; Gayle y col., 1989), atendiendo al producto final de la reacción.

- Reducción asimilatoria de nitrato, en la cual el nitrato es transformado en amonio.

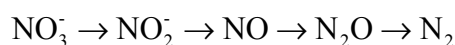
- Desnitrificación disimilatoria o respiración de nitratos, en la cual el producto final de la degradación del nitrato es el nitrógeno gaseoso.

La reducción asimilatoria de nitrato es un proceso inverso al de nitrificación, ya que convierte el nitrato en nitrógeno amoniacal, que se utiliza para la síntesis celular. El nitrato no participa por tanto, en la cadena respiratoria de transporte electrónico. Estas reacciones se ven favorecidas cuando no hay formas más reducidas de nitrógeno disponibles para la biosíntesis.

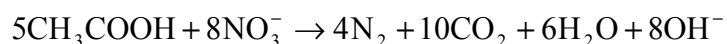
La desnitrificación disimilatoria, de interés en el tratamiento de aguas residuales, consiste en la utilización del nitrato como aceptor de electrones con el fin de provocar la oxidación de un sustrato carbonoso o no, distinguiéndose así dos tipos de desnitrificación disimilatoria:

- Heterótrofa, cuando el nitrato se utiliza para oxidar materia carbonosa.
- Autótrofa, cuando se utiliza para oxidar materia no carbonosa (p.e. tiosulfito).

El proceso de desnitrificación disimilatoria ocurre en cuatro etapas, cada una catalizada por diferentes enzimas.



En el proceso de desnitrificación disimilatoria heterótrofa se produce un aumento de la alcalinidad del sistema. La estequiometría de la reacción (Tam y col., 1992) depende de la fuente de carbono. Así por ejemplo, la correspondiente a la oxidación del ácido acético es:



Desde el punto de vista bioquímico, la respiración con oxígeno y con nitratos es muy similar, diferenciándose en una enzima, la nitrato reductasa, que permite completar la cadena respiratoria utilizando nitrato como aceptor de electrones. Esta enzima se produce en ausencia de oxígeno.

Suponiendo que toda la energía obtenida en este proceso se usase para el crecimiento celular se producirían 0.47 g de biomasa/g materia orgánica, valor ligeramente inferior al que se da en la degradación aerobia realizada por

2. Introducción

microorganismo heterótrofos, 0.50 g de biomasa/g materia orgánica (Henze y col., 1995a).

ii) Cinética básica

Al igual que en el caso de otras transformaciones microbianas, se pueden usar expresiones de Monod para describir la cinética de la nitrificación. Sin embargo, en este caso, en términos prácticos, generalmente se considera el proceso de desnitrificación como de orden cero respecto a la concentración de nitratos cuando se trata de cultivos suspendidos. Por lo tanto, la velocidad específica de desnitrificación puede considerarse constante durante un proceso discontinuo, dependiendo el valor de la velocidad del resto de condiciones de operación y de la fuente de carbono utilizada como donador de electrones.

iii) Factores que afectan al proceso de desnitrificación disimilatoria heterótrofa

Alcalinidad y pH

Este proceso da lugar a un aumento de la alcalinidad. Por cada mg de nitrógeno desnitrificado, en forma de nitratos, se generan aproximadamente 3.0 mg de alcalinidad expresada como CaCO_3 . Esto implica una recuperación parcial de la alcalinidad consumida en el proceso de nitrificación.

El intervalo óptimo de pH está comprendido entre 6.5 y 8, dependiendo el óptimo de las características del influente y de la población de microorganismos presentes en el proceso.

Temperatura

El rendimiento del proceso de desnitrificación, como en la mayor parte de los tratamientos biológicos, aumenta con la temperatura, pudiéndose llevar a cabo en el intervalo de 0 a 50°C.

Oxígeno disuelto

La presencia de oxígeno disuelto afecta negativamente a este proceso debido a dos factores fundamentales:

- El rendimiento energético en la respiración es mayor cuando el aceptor de electrones es el oxígeno que cuando lo es el nitrato (Delwiche, 1976).
- La presencia de oxígeno inhibe la producción de enzimas necesarias para la utilización de la desnitrificación disimilatoria.

Fuente de carbono orgánico

Como se indicó anteriormente es necesaria la presencia de una fuente de carbono orgánico para llevar a cabo la desnitrificación disimilatoria. Normalmente se suele utilizar el carbono contenido en el agua residual o el proveniente de la biomasa endógena. En caso de déficit de carbono es necesaria la adición de una fuente externa, siendo muy utilizado el metanol (Smith y Görransson, 1992; Tam y col., 1992). La fuente externa de carbono tiene gran importancia en el rendimiento y la velocidad de este proceso, siendo ambos mayores cuanto mayor es la *biodegradabilidad* de dicha fuente. A continuación, en la tabla 2.9. se presentan las velocidades máximas de desnitrificación en función del sustrato orgánico utilizado (Alleman e Irvine, 1980).

Tabla 2.9. Velocidades de desnitrificación en función del sustrato orgánico utilizado.

Fuente de carbono	Velocidad máxima de desnitrificación (g N-NO ₃ /g VSS·día)	Temperatura °C
Metanol	0.12 - 0.90	20
Agua residual urbana	0.03 - 0.11	15 - 27
Materia orgánica generada como consecuencia del metabolismo endógeno	0.017 - 0.048	12 - 20

c) *Nitrificación-Desnitrificación simultánea*

En el proceso global de nitrificación-desnitrificación se observa la oxidación de amonio (N³⁻) a nitrato (N⁵⁺) y la reducción posterior de éste a nitrógeno gaseoso (N⁰). Para un cambio en el estado de oxidación de 3 unidades, se ha utilizado una ruta en la cual el estado de oxidación ha aumentado 8 unidades y ha disminuido 5. Por ello, se

2. Introducción

planteó la posibilidad de utilizar una ruta en la cual la oxidación y la reducción fuesen menos drásticas. Prakasam y Loëch (1977) propusieron convertir el amonio en nitrito en lugar de nitrato y reducir éste a nitrógeno gaseoso. Con este cambio, se pasaría de (N^{3-}) a (N^{3+}) y de este a (N^0). Este proceso tendría dos ventajas, ya que la reducción del nitrito requiere menor cantidad de materia orgánica que la de nitrato y las bacterias del género *nitrobacter* no se puede inhibir ante la presencia de hipotéticas concentraciones elevadas de nitrógeno amoniacal o sustancias orgánicas inhibidoras, tal y como se indicó anteriormente (apartado 2.5.1.a *Nitrificación*), ya que no participan en el proceso.

A este proceso se le conoce con el nombre de nitrificación – desnitrificación simultánea y no se ha llegado a implantar por tener un gran inconveniente, la presencia de nitritos y aminos puede generar en determinadas condiciones N-nitrosaminas, producto que es cancerígeno.

d) *Nitrificación parcial (SHARON)*

El proceso SHARON es, de hecho, una reacción de nitrificación parcial con nitrito como producto final (Turk y Mavinic, 1989; Rahmani y col., 1995; Brower y col., 1996; Hellinga y col., 1998 y 1999). A temperatura ambiente, la nitrificación autótrofa consiste en una secuencia de dos reacciones ya descritas en el apartado 2.5.1.a *Nitrificación*.

A esta temperatura las bacterias *Nitrobacter* crecen más rápido que las *Nitrosomonas*, lo que implica que el nitrito es un intermedio que apenas existe a temperatura ambiente. Sin embargo, a elevadas temperaturas, sucede justamente lo contrario, ya que la velocidad de crecimiento de las bacterias *Nitrobacter* se hace inferior a la de las bacterias *Nitrosomonas* a dichas temperaturas. Esta es la idea básica en la que se apoya el proceso SHARON, que trata de seleccionar las bacterias *Nitrosomonas* aprovechando su mayor velocidad de crecimiento a temperaturas elevadas (Hellinga y col., 1998 y 1999). Generalmente este tipo de procesos opera a unos 35°C, lo que da una velocidad máxima específica de crecimiento de 2.1 d⁻¹ para las bacterias *Nitrosomonas*.

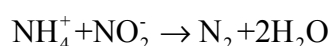
A pesar de su elevada velocidad de crecimiento, estos microorganismos tienen una baja afinidad por el amonio, lo que se refleja en elevados valores de K_s , (Brower y col., 1996). Esto hace que las aguas efluentes de estos tratamientos presenten concentraciones de amonio relativamente altas, entre 10 y 100 g N/m³. Por ello, el proceso SHARON es más adecuado para tratar aguas templadas y con elevadas concentraciones de nitrógeno, superiores a 500 g N/m³. El pH óptimo para este tipo de procesos está entre 6.8 y 7.2.

e) Oxidación anaerobia de amonio (ANAMMOX)

i) Descripción

Los primeros estudios de oxidación anaerobia del nitrógeno amoniacal por bacterias nitrificantes fueron realizados hace más de un siglo (Winogradsky, 1890) y el fundamento bioquímico de este proceso fue ya descrito en 1926 (Kluyver y Donker, 1926). Sin embargo, la oxidación anaerobia del nitrógeno amoniacal fue pasada por alto durante largo tiempo (Jetten y col., 1999, 2001).

Las primeras confirmaciones experimentales modernas de la oxidación anaerobia del amonio fueron descritas por Mulder y col. (1992, 1995), siendo la estequiometría global de la reacción la que se presenta a continuación.



La oxidación anaerobia del nitrógeno amoniacal es realizada por las bacterias *Candidatus Brocardia anammoxidans*. El término “Brocardia” hace referencia a la planta piloto de la empresa holandesa Gist-Brocades, lugar en el que fue descubierta por Mulder (Mulder y col., 1995) y el termino “anammoxidans” es debido a sus propiedades metabólicas (Kuenen y Jetten, 2001). También puede ser realizada por bacterias denominadas provisionalmente *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis* (Schmidt y col., 2000) que, según estudios recientes, son muy parecidas a las bacterias *Candidatus Brocardia anammoxidans* (Egli y col., 2001), por lo que es necesario realizar futuras investigaciones para evaluar las diferencias entre estos dos microorganismos.

2. Introducción

ii) Bioquímica de la oxidación anaerobia de amonio

El mecanismo de oxidación anaerobia de amonio por medio de las bacterias *Candidatus Brocardia anammoxidans*, es similar al realizado por las bacterias *Nitrosomonas* en la oxidación aerobia del nitrógeno amoniacal y se realiza en el anammoxosoma, lugar en el que se encuentran las enzimas implicadas en este proceso.

En la figura 2.11 se presenta el mecanismo propuesto para la oxidación anaerobia de nitrógeno amoniacal por las bacterias *Candidatus Brocardia anammoxidans*.

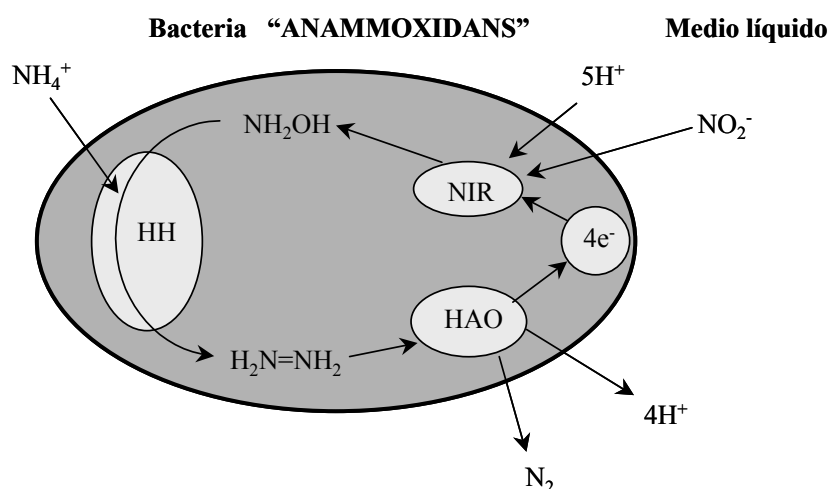
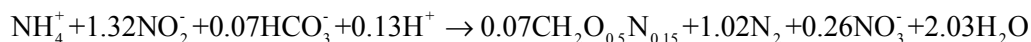


Figura 2.11. Mecanismo propuesto para la oxidación anaerobia del nitrógeno amoniacal.

En este proceso de oxidación anaerobia, el nitrógeno amoniacal reacciona con hidroxilamina siendo convertidos a hidrazina por la Hidrazina Hidroxilasa (HH). La Hidroxilamina Oxidoreductasa (HAO) oxida la hidrazina formada anteriormente a nitrógeno gaseoso, obteniéndose en el proceso cuatro electrones que son utilizados por la Nitrito Reductasa (NIR) para reducir el nitrito a hidroxilamina completándose el ciclo.

La energía libre de Gibbs producida en esta reacción es superior a la obtenida en la oxidación aerobia del nitrógeno amoniacal y permite el crecimiento autótrofo. La velocidad de crecimiento y el rendimiento de estos microorganismos es muy bajo (Strous y col, 1999). Sin embargo, presentan una elevada velocidad de conversión del nitrógeno, aproximadamente 25 kg N/kg SS·d, que es comparable con la de las bacterias aerobias nitrificantes convencionales.

El proceso ANAMMOX es autótrofo y no necesita ningún aporte de carbono orgánico, ya que el necesario lo obtienen de los bicarbonatos. La ecuación estequiométrica general del proceso se presenta a continuación.



Como en todos los procesos autótrofos, se obtiene una baja tasa de crecimiento de los microorganismos. Lo más sorprendente de este proceso es que convierte parte de los nitritos en nitratos (van de Graaf y col., 1997). Esto puede explicarse teniendo en cuenta que este proceso es realizado por microorganismos autótrofos, que requieren un agente donador de electrones para la fijación del dióxido de carbono atmosférico y para su reducción a carbono orgánico. En teoría, dos procesos, transformación de amonio a nitrito y transformación de nitrito a nitrato pueden ser los responsables de la donación de electrones pero aparentemente es el nitrito el donador usado en la práctica.

2.5.2 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO

La eliminación biológica de fósforo de aguas residuales se puede llevar a cabo de dos modos: asimilación del fósforo necesario para el crecimiento de los microorganismos, ya que este nutriente constituye aproximadamente el 2% del peso en seco de la materia celular, o almacenamiento en la biomasa, en exceso sobre el 2% anterior, en forma de polifosfato (Poli-P).

a) Fundamentos de la eliminación biológica de fósforo

Existen grupos de bacterias capaces de almacenar fósforo, en forma de polifosfatos. Estas bacterias se denominan coloquialmente PAO del término inglés *Phosphate Accumulating Organisms*. Cuando se dispone de un sistema de fangos activos en el que se produce una alternancia de ambientes anaerobios y aerobios/anóxicos, y además se dispone de una cierta cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable en el agua residual, se puede desarrollar una población de este tipo de bacterias.

2. Introducción

Tradicionalmente, la eliminación biológica de fósforo se ha realizado mediante la alternancia de ambientes anaerobios y aerobios, sin embargo, investigaciones realizadas en los últimos años han demostrado que la eliminación biológica de fósforo puede también darse en la alternancia de ambientes anaerobios y anóxicos. Las bacterias implicadas en este último proceso se conocen como DNPAO del termino inglés *DeNitrifying Phosphate Accumulating Organisms* (Kuba y col., 1996a). Este tipo de bacterias, además de fósforo, eliminan nitrógeno simultáneamente, presentando una serie de ventajas como son la necesidad de menores cantidades de DQO para la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales, la reducción de costes de aireación y la menor producción de fangos.

Investigaciones realizadas (Kuba y col., 1992; van Loosdrecht y col., 1992; Kuba y col., 1993, 1994 y 1996b) sobre este proceso han demostrado que:

- Un cultivo de bacterias DNPAO puede ser fácilmente desarrollado en reactores discontinuos secuenciales.
- Las bacterias DNPAO están presentes en un numero elevado en los procesos convencionales de eliminación biológica de fósforo que alternan etapas aerobias y anaerobias.
- Las bacterias DNPAO poseen rutas metabólicas para el fósforo y los polímeros de reserva similares a las utilizadas por las bacterias PAO convencionales, aspectos que se expondrán en los próximos apartados.

En estudios realizados sobre la eliminación biológica de fósforo se detectaron los siguientes fenómenos: la materia orgánica que llega al reactor se elimina del medio durante una etapa anaerobia, produciéndose una liberación de parte del fósforo (PO_4^{3-}) contenido en los microorganismos al agua. En una etapa aerobia/anóxica posterior, el fósforo es captado por los microorganismos en una cantidad superior a la desprendida anteriormente al medio, de manera que se produce una eliminación neta de fósforo.

El fango extraído del proceso tiene, por tanto, una concentración de fósforo superior a lo habitual y mediante la evacuación de los fangos en exceso se va eliminando el fósforo del sistema. Este fenómeno es fácilmente observable si se lleva a cabo una secuencia de etapas anaerobia-aerobia/anóxica en un reactor discontinuo de tanque agitado (Manning e Irvine, 1985). En la figura 2.12 se representa la variación de la concentración de fósforo y DQO soluble frente al tiempo en cada una de las etapas del proceso. Puede observarse como la concentración de DQO soluble es eliminada tanto en la etapa aerobia como en la anaerobia, y como la concentración de fósforo aumenta en la etapa anaerobia para, posteriormente, disminuir en la etapa aerobia/anóxica, llegándose al final a una eliminación neta del mismo.

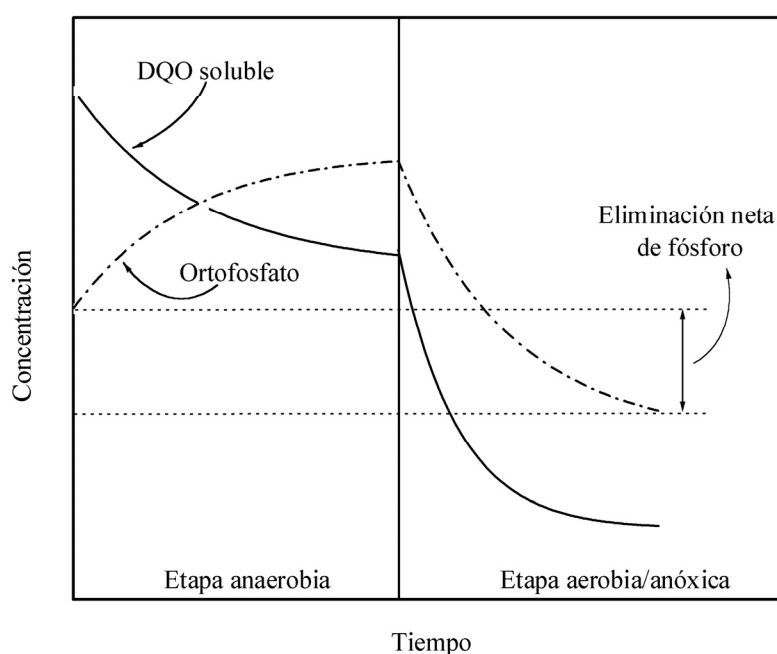


Figura 2.12. Evolución de las concentraciones de ortofosfato y DQO soluble en un proceso discontinuo de eliminación biológica de fósforo.

b) Mecanismo de la eliminación biológica de fósforo

Se han propuesto diferentes hipótesis para dar una explicación al fenómeno descrito anteriormente (Nicholls y Osborn, 1979; Rensink, 1981; Marais y col., 1983; Comeau y col., 1986; Wentzel y col., 1986). Basándose en los anteriores hechos observados experimentalmente y en los posibles mecanismos de metabolización del fósforo y materia orgánica, Mino y Matsuo (1984) desarrollaron el modelo más

2. Introducción

aceptado en la actualidad que explica el mecanismo de la eliminación biológica de fósforo. En este modelo se distinguen las dos etapas (Anaerobia y Aerobia/Anóxica) en cada una de las cuales se describe la función y evolución de las especies implicadas en el fenómeno.

ETAPA ANAEROBIA (AN):

Es la primera que se aplica, cuando se ponen en contacto agua residual y biomasa. En esta etapa no existen aceptores de electrones (oxígeno o nitrato) y los microorganismos se encuentran con un agua que posee una cantidad relativamente alta de productos orgánicos fácilmente transformables en Ácidos Grasos Volátiles (AGV), o incluso, con cierta cantidad de AGV.

En esta etapa, los microorganismos denominados PAO captan el carbono que se encuentra en forma de ácido acético y lo almacenan en forma de polihidroxialcanoatos (PHA), principalmente poli- β -hidroxibutiratos (PHB), la energía necesaria la obtienen de la hidrólisis de los polifosfatos, $(\text{PO}_4^{3-})_n$, almacenados en su interior, haciendo que se produzca una liberación de ortofosfato. En la figura 2.13 se muestra un esquema del proceso.

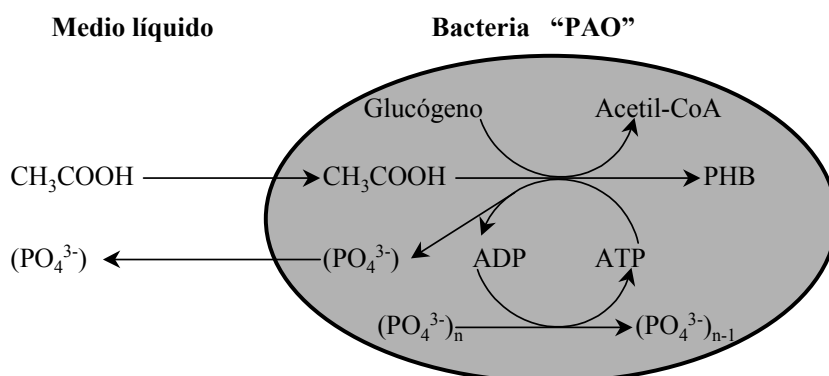


Figura 2.13. Mecanismo anaerobio de las bacterias acumuladoras de fósforo.

Dado que el PHB es un polímero reducido, su síntesis requiere poder reductor. Existen dos modelos bioquímicos para explicar la generación del poder reductor, el modelo de Mino y el modelo de Comeau-Wentzel. En el modelo de Mino (Mino y Matsuo, 1984; Mino y col., 1987; Arun y col., 1988) se considera que el poder reductor

procede de la degradación intracelular del glucógeno almacenado, mientras que en el modelo de Comeau-Wentzel (Matsuo, 1985, Comeau y col., 1986; Wentzel y col., 1986) se considera que la oxidación parcial del Acetil-CoA a través del ciclo de los ácido tricarboxílicos es el que produce el poder reductor. Actualmente el modelo de Mino es el más aceptado, ya que existen varias evidencias experimentales (Satoh y col., 1992; Smolders y col., 1994; Satoh y col., 1996), y es el que se encuentra representado de forma muy resumida en la figura 2.13.

Se puede decir por tanto, que el poder reductor necesario para la síntesis anaerobia de PHB es principalmente suministrado por la degradación del glucógeno almacenado y por tanto el modelo de Mino es el que mejor describe el proceso.

Tanto el polifosfato como el glucógeno son necesarios para la captación anaerobia de sustratos orgánicos por los organismos PAO, ya que ambos aportan energía y además el glucógeno es fuente de poder reductor. Ambos pueden ser sustancias limitantes para la captación anaerobia de sustrato, como sucede en exceso de acetato en el agua. Sin embargo, en condiciones normales, ni los polifosfatos ni el glucógeno son totalmente consumidos al final de la etapa anaerobia ya que se almacenan, en cantidades superiores a las necesarias para el metabolismo anaerobio habitual, en un proceso real.

ETAPA AEROBIA/ ANÓXICA (AE/AX):

En esta etapa se dispone de un aceptor de electrones en el medio líquido. La cantidad de sustrato biodegradable en el medio puede ser muy baja, aunque los microorganismos poseen material orgánico de reserva (PHB) en su interior. En presencia del aceptor de electrones, los microorganismos PAO se desarrollan y almacenan el ortofosfato presente en el medio para recuperar el nivel de polifosfatos, para ello usan los PHB almacenados como fuente de carbono y energía. En la figura 2.14 se muestra un esquema del proceso.

Al generarse nueva biomasa, la capacidad de almacenamiento de fósforo aumenta, por lo que es posible una captación superior a la liberación que ocurrió anteriormente.

2. Introducción

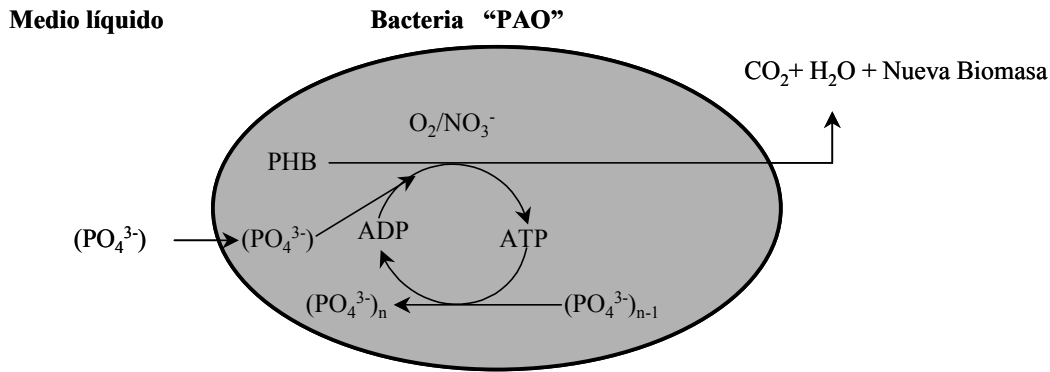
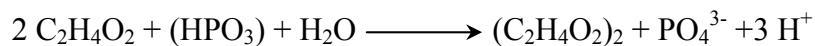


Figura 2.14. Mecanismo aerobio/anóxico de las bacterias acumuladoras de fósforo.

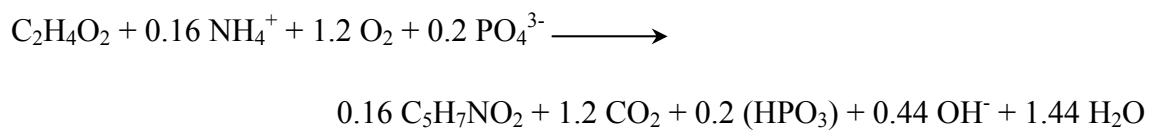
c) Estequiometría y cinética de la eliminación biológica de fósforo

La degradación de los polifosfatos bajo condiciones anaerobias puede expresarse según la siguiente ecuación:



donde se muestra directamente la materia orgánica ya en forma de ácido acético. La materia orgánica almacenada (PHB) se expresa también tomando la molécula de acético como unidad, y la fracción de polifosfato que genera un ión fosfato se expresa como HPO_3 . En esta etapa no se genera crecimiento celular por lo que este término no aparece en la ecuación.

Por otro lado, bajo condiciones aerobias, la ecuación correspondiente es (Tracy y Flammino, 1987; Mino y col., 1987):



La cinética en la etapa anaerobia puede expresarse mediante ecuaciones tipo Monod para la desaparición de ácido acético y la aparición de fosfatos en el medio:

$$r_{\text{AcH}} = -\frac{dS_{\text{AcH}}}{dt} = k_{\text{AcH}} \frac{S_{\text{AcH}}}{S_{\text{AcH}} + K_{S_{\text{AcH}}}} X_{\text{PAO}} \quad [2.4]$$

$$r_{PO_4} = \frac{dS_{PO_4}}{dt} = v_{AN} \cdot r_{AcH} \quad [2.5]$$

donde se distinguen los términos correspondientes a una expresión de este tipo, referidos al ácido acético (AcH) como sustrato en la ecuación [2.4]. La concentración de bacterias acumuladoras “PAO” se expresa como X_{PAO} (mg DQO/L). En la ecuación [2.5] se calcula r_{PO_4} directamente a partir del coeficiente estequiométrico (v_{AN}) que relaciona los moles de fosfato liberado por cada mol de ácido acético almacenado. Teniendo en cuenta este coeficiente estequiométrico, 1 mol de fósforo redisuelto por cada dos moles de acético almacenados (Henze y col., 1995a), la velocidad de aparición de fósforo en el agua será la mitad de la de desaparición de acético. Si se agota el polifosfato interno o el glucógeno, el proceso se detiene.

En la etapa aerobia/anóxica, la cinética del proceso se puede expresar como:

$$r_{PAO} = \frac{dX_{PAO}}{dt} = \mu_{max,PAO} \cdot \frac{S_1}{K_1 + S_1} \cdot \frac{S_2}{K_2 + S_2} \cdot \dots \cdot \frac{S_n}{K_n + S_n} X_{PAO} \quad [2.6]$$

donde r_{PAO} es la velocidad de crecimiento de las bacterias “PAO”, $\mu_{max,PAO}$ es la velocidad específica de crecimiento máxima de estas bacterias, S_i es la concentración de cada uno de los sustratos que intervienen en el proceso y K_i es la constante de semisaturación para cada uno de estos sustratos.

Aunque la velocidad de crecimiento de las bacterias PAO depende de varios sustratos, entre los que se encuentran la concentración de oxígeno disuelto, la concentración de carbono en forma de PHB y la concentración de ortofosfato en el agua, la velocidad de crecimiento de las bacterias PAO se expresa generalmente en función de un único sustrato limitante.

La velocidad de consumo de los fosfatos disueltos en el agua se puede expresar como:

$$r_{PO_4} = -\frac{dS_{PO_4}}{dt} = \frac{1}{Y_{PO_4}} \cdot r_{PAO} \quad [2.7]$$

donde Y_{PO_4} es el coeficiente de producción de biomasa en función del consumo de fosfatos.

2. Introducción

La velocidad de consumo del carbono intracelular, generalmente acumulado en forma de PHB, se expresa mediante la ecuación 2.8

$$r_{\text{PHB}} = -\frac{dS_{\text{PHB}}}{dt} = \frac{1}{Y_{\text{PAO}}} \cdot r_{\text{PAO}} \quad [2.8]$$

donde Y_{PAO} es el coeficiente de producción de biomasa en función del consumo de carbono intracelular.

d) Factores que afectan a la eliminación biológica de fósforo

Temperatura

Uno de los factores más importantes en un proceso biológico es la temperatura. Las bajas temperaturas pueden inhibir la eliminación biológica tanto de materia orgánica como de nitrógeno.

Sin embargo, en el caso de la eliminación de fósforo, se ha observado que las temperaturas moderadamente bajas, en comparación con las usadas en los procesos de eliminación biológica de materia orgánica y nitrógeno, no sólo no inhiben el proceso, sino que además, lo favorecen respecto a aquellos observándose que a temperaturas del orden de 5°C la capacidad de eliminación de fósforo es un 40% mayor que a temperaturas de proceso del orden de 15°C (Shell, 1981).

pH

El pH tiene gran influencia en el proceso biológico de eliminación de fósforo, siendo óptimo en el intervalo de 7.5 a 8, y no produciéndose a pH inferiores a 5.2. Valores de pH superiores a 8 provocan la precipitación química del fósforo.

Oxígeno disuelto

La concentración óptima de oxígeno en la etapa aerobia de un proceso biológico de eliminación de fósforo está en el intervalo comprendido entre 1.5 y 3 mg/L (Barnard y Meiring, 1988; Schön y col., 1993). Concentraciones menores de 1.5 mg/l pueden suponer condiciones anaerobias en el interior de los flóculos, pudiendo provocar la liberación de fósforo por parte de los microorganismos acumuladores. Por otra parte, concentraciones mayores de 3 mg/l supondrían un incremento innecesario en los costes de aireación, tanto de instalación como de mantenimiento, si bien para concentraciones

próximas a esos valores se favorece la eliminación biológica de nitrógeno.

Presencia de metales polivalentes

Es importante la presencia de cationes divalentes (Ca^{2+} y Mg^{2+}) ya que contribuyen a estabilizar el gran aporte de carga negativa que generan los polifosfatos. Así mismo, la presencia del catión K^{+} se considera muy importante en el proceso. Sin embargo, cantidades excesivas de determinados metales pueden provocar la inhibición de la eliminación biológica de fósforo (Hao y Chang, 1988).

Tiempo de retención celular

La purga de fangos es la manera de eliminar el fósforo almacenado intracelularmente por los microorganismos acumuladores de polifosfatos. Se recomienda trabajar con edades de fango bajas (McClintock y col., 1993), con el fin de favorecer la salida del fósforo acumulado en el sistema, así como el predominio de la población acumuladora de polifosfatos frente a otras poblaciones, si bien en procesos con eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo es una magnitud a optimizar, debido a la baja tasa de crecimiento de los organismos nitrificantes, estando su valor idóneo entre 7 y 10 días.

Composición orgánica del agua residual

Desde las primeras observaciones se ha apreciado que, en términos generales, un aumento de la DQO fácilmente biodegradable en el agua residual favorece la formación de una mayor cantidad de PHB. Esto inmediatamente origina una mayor cantidad de fósforo redissuelto en el agua. Cuando ocurre esto, la respuesta en la fase aerobia es una toma de fosfato más rápida y en mayor cantidad (Fukase y col., 1985; Arvin y Kristensen, 1985).

Sin embargo, la disponibilidad de sustratos muy fácilmente biodegradables en las aguas residuales urbanas es muy limitada, ya que su generación está controlada por una serie de etapas previas en las que los sustratos particulados y lentamente biodegradables presentes en las aguas residuales urbanas son hidrolizados (Henze y Mladenovski, 1991), generándose sustratos disueltos fácilmente biodegradables que serán posteriormente transformados, en una etapa de fermentación anaerobia (Münch y col., 1999), en sustratos muy fácilmente biodegradables. Una vez generados los sustratos muy fácilmente biodegradables, su transporte desde el medio líquido hasta el interior de la célula se realiza muy rápidamente (Smolders, 1995a).

2. Introducción

Existen diferentes métodos para determinar la biodegradabilidad de las aguas residuales en función de que el tipo de tratamiento que se les aplique sea aerobio, anóxico o anaerobio. En los procesos de eliminación biológica de nutrientes, la degradación de la materia orgánica se da únicamente en las etapas aerobias y anóxicas, por lo que podemos relacionar la biodegradabilidad de los compuestos presentes en el agua residual con la velocidad de consumo del aceptor de electrones presente en el medio, que será oxígeno en el caso de etapas aerobias y nitratos en el caso de anóxicas. En función de la velocidad de consumo del aceptor de electrones podremos diferenciar distintas fracciones en el agua residual, siendo las más importantes en los procesos de eliminación biológica de nutrientes las fracciones más fácilmente biodegradables.

Teniendo en cuenta la importancia que tiene la presencia de sustratos muy fácilmente biodegradables en los procesos de eliminación biológica de nutrientes, se han desarrollado diferentes estrategias para favorecer su producción. La estrategia más utilizada es la incorporación al proceso de una etapa previa de fermentación anaerobia del fango (Pitman, 1991). En esta etapa, el fango procedente de los decantadores primarios y secundarios es digerido en condiciones anaerobias generándose, por tanto, AGV que son introducidos de nuevo en la línea de agua para que sean utilizados en el proceso de eliminación biológica de fósforo.

e) Interacciones con la eliminación biológica de nitrógeno.

La eliminación biológica de fósforo se realiza, generalmente, junto con la eliminación biológica de nitrógeno. Esto produce dos complicaciones fundamentalmente:

- Para la nitrificación se requieren elevados tiempos de retención celular, reduciéndose, por tanto, la producción de fango y el fango en exceso retirado del reactor, lo que afecta negativamente a la eliminación biológica de fósforo. También existen tendencias opuestas respecto a la influencia de la concentración de oxígeno disuelto y la temperatura.
- Se produce una competición por el sustrato entre las bacterias encargadas de la eliminación del fósforo y las del nitrógeno. Cuando se introducen nitratos en la etapa anaerobia las bacterias desnitrificantes compiten más eficientemente que las

bacterias PAO, lo que origina un descenso en la fracción de bacterias PAO en el fango y, por tanto, una menor capacidad de eliminación de fósforo del sistema.

Para reducir estos efectos negativos han sido desarrollados nuevos esquemas de proceso que previenen la introducción de nitratos en el compartimento anaerobio. Un ejemplo de estos procesos es el proceso VIP, que se expondrá en el próximo apartado. Otra solución, que ha sido puesta en práctica, aprovecha el hecho de que el caudal influente no sea constante a lo largo del día. Esta agua residual, el fango recirculado y, en el caso de que exista, la recirculación interna, se mezclan brevemente y se dejan sedimentar. Teniendo en cuenta que la mayor parte de la DQO es fácilmente adsorbida por el fango, ésta podrá ser posteriormente acumulada por las bacterias PAO sedimentadas. Los nitratos sin embargo permanecerán en la fase líquida. Dado que la difusión de los nitratos entre la fase líquida y el fango es muy lenta, éste último pasará rápidamente a condiciones anaerobias. De este modo la mayor parte de la DQO fácilmente biodegradable será almacenada por las bacterias PAO.

Tradicionalmente las EDAR han sido diseñadas suponiendo que el nitrato inhibía la eliminación biológica de fósforo. Sin embargo, como se ha comentado anteriormente, la eliminación biológica de fósforo puede darse en presencia de nitratos, y además estas condiciones pueden ser beneficiosas, siempre que exista una suficiente cantidad de materia orgánica degradable que pueda ser transformada en AGV, ya que se requiere una menor cantidad de DQO y una menor necesidad de aireación en la etapa aerobia, haciendo que el proceso sea más eficiente.

2.6 PROCESOS PARA LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES

Debido a la variabilidad de las características del agua residual, existen en la actualidad una gran diversidad de esquemas de proceso orientados a la eliminación simultánea de materia orgánica y nutrientes. Estos esquemas pueden incluir únicamente procesos biológicos o combinaciones con procesos químicos. Además se pueden encontrar sistemas de cultivo fijo o en suspensión.

2. Introducción

A continuación se presentan las características fundamentales de estos procesos:

- La distribución de los reactores, que ha de ser tal que se consigan secuencias de condiciones anaerobias/(aerobias o anóxicas) para la eliminación de fósforo y aerobias/anóxicas para la eliminación de nitrógeno por nitrificación-desnitrificación. Con el fin de conseguir ambas secuencias de condiciones estos procesos generalmente suelen utilizar varias corrientes de recirculación distintas de la de fangos.
- La optimización de unas condiciones de operación que permitan la eliminación satisfactoria de ambos nutrientes simultáneamente, lo cual no es fácil, ya que en algunas ocasiones las condiciones óptimas de operación son muy diferentes para cada uno de ellos, como ocurre por ejemplo con el TRC.

Debido a la restricción impuesta por la necesidad de que las dos etapas de la eliminación de fósforo sean realizadas por los mismos microorganismos, los sistemas de eliminación conjunta de nutrientes son mayoritariamente de cultivo simple. Sin embargo, en la bibliografía aparecen descritos (Barhe y col., 1990) sistemas dobles en los cuales un cultivo es utilizado para la eliminación de fósforo y otro para la nitrificación. Dentro de los procesos simples, y debido a la anterior restricción, los de cultivo fijo son casi inexistentes, requiriendo, en general, los escasos procesos existentes de una gran mecanización. Por tanto, en eliminación biológica de nitrógeno y fósforo, la mayor parte de los procesos son de cultivo simple y en suspensión derivados del A²/O.

El esquema más sencillo que permite la eliminación biológica de nitrógeno y fósforo es el A²/O (Tracy y Hong., 1990; Randall y col., 1990). Este esquema de proceso se presenta en la figura 2.15.

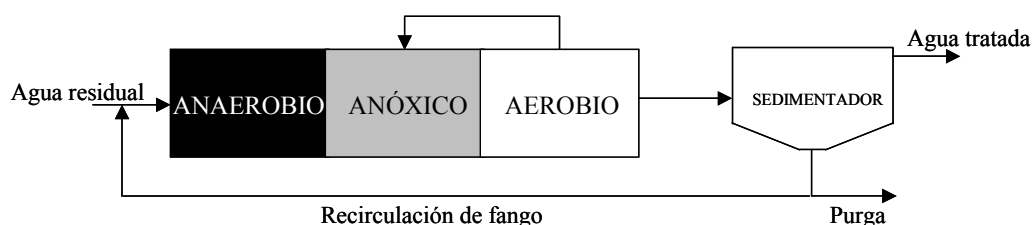


Figura 2.15. Proceso A²/O.

El proceso A^2/O consiste en una secuencia de tres etapas anaerobia – anóxica – aerobia con una corriente de recirculación (recirculación interna o de nitratos) que va del reactor aerobio al anóxico. En este esquema, en el reactor anaerobio tiene lugar la captación y acumulación de parte de la materia orgánica, con el consiguiente incremento en la concentración de ortofosfatos en el medio. En el reactor anóxico tiene lugar la desnitrificación de los nitratos provenientes del reactor aerobio a través de la recirculación interna y la captación anóxica de fósforo como consecuencia del consumo con nitratos de la materia orgánica almacenada intracelularmente y en el reactor aerobio, el consumo de la materia orgánica extracelular que no haya sido acumulada en condiciones anaerobias en el primer tanque u oxidada con nitratos en el segundo, además del proceso de nitrificación y de la captación aerobia de fósforo.

En la tabla 2.10 se presentan los parámetros típicos de diseño para este proceso, donde TRC es el tiempo de retención celular, TRH es el tiempo de retención hidráulica, F/M es la relación alimento/microorganismos y Q_o , Q_r , y Q_{ri} son los caudales influente a la planta, de recirculación de fangos y de recirculación interna respectivamente.

Tabla 2.10. Parámetros típicos para el diseño del proceso A^2/O .

TRC (d)	TRH _{AN} (h)	TRH _{ANX} (h)	TRH _{AE} (h)	SST (mg/L)	Q_r/Q_o	Q_{ri}/Q_o	F/M (d ⁻¹)
4-27	0.5-1.5	0.5-1.0	3.5-6.0	2000-4000	0.2-0.5	1.0-3.0	0.15-0.25

Existe una gran diversidad de esquemas de proceso derivados del A^2/O . Así, el esquema de proceso UCT (*University of Cape Town*) (figura 2.16) dispone de la misma secuencia de etapas que el A^2/O , diferenciándose del anterior en la distinta disposición de las corrientes de recirculación, tanto de los fangos como la interna.

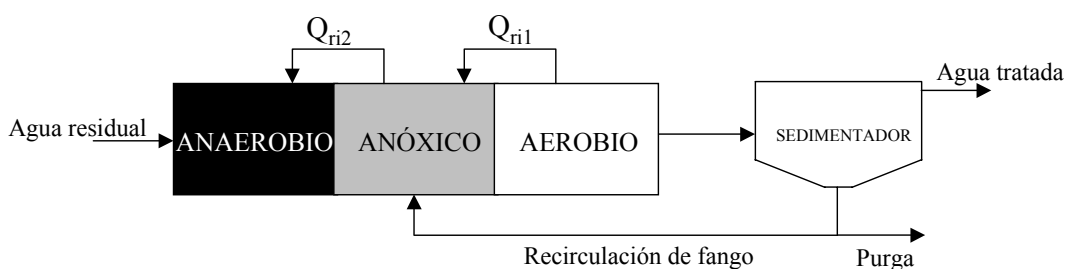


Figura 2.16. Proceso UCT.

2. Introducción

La finalidad de este cambio es la obtención de condiciones anaerobias más estrictas en el primer reactor de la serie al eliminarse parte de los nitratos que provienen del sedimentador.

Los parámetros típicos de diseño para este proceso se presentan en la tabla 2.11.

Tabla 2.11. Parámetros típicos de diseño para el proceso UCT.

TRC (d)	TRH (h)	SST (mg/L)	Q_r/Q_o	Q_{ri1}/Q_o	Q_{ri2}/Q_o	F/M (d^{-1})
10-30	9-22	2000-5000	0.8-1.0	1.0-6.0	0.5-1.0	0.1-0.2

En el esquema de proceso **UCT**, se debe optar por un valor de la corriente de recirculación interna que haga que la concentración de nitratos en el reactor anóxico sea baja. En caso contrario, estas especies químicas aparecerían en el reactor anaerobio, con lo que las teóricas ventajas de este esquema frente al A^2/O desaparecerían. Trabajar de la forma indicada implica que la capacidad de eliminación de nitrógeno del sistema no se utiliza completamente (Sedlak, 1991). Estos inconvenientes desaparecen si, como se muestra en la figura 2.17, se divide la etapa anóxica en dos, a este nuevo esquema de proceso se le conoce como **UCT modificado**.

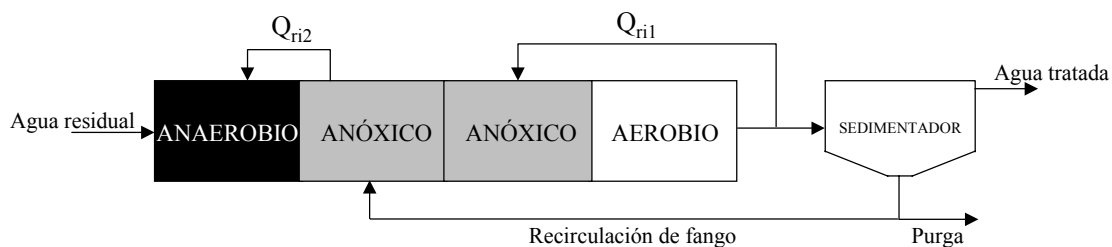


Figura 2.17. Proceso UCT modificado.

El proceso **VIP** (*Virginia Initiative Plant*) desarrollado por Randall y col. en 1990, dispone del mismo esquema del **UCT** y presenta con respecto a este las siguientes diferencias:

- Se trabaja con edades de fango menores (edades de fango típicas para el esquema **UCT** son de trece a veinticinco días y para el **VIP** de cinco a diez días), obteniéndose rendimientos en eliminación de fósforo más elevados.

- Cada una de las etapas está compartimentada en una serie de múltiples reactores de mezcla completa con el fin de mejorar la eficacia del proceso.

Los parámetros típicos de diseño para este proceso se presentan en la tabla 2.12.

Tabla 2.12. Parámetros típicos de diseño para el proceso VIP.

TRC (d)	TRH (h)	SST (mg/L)	Q_r/Q_o	Q_{ri1}/Q_o	Q_{ri2}/Q_o
5-10	4.0-8.0	1500-3000	0.5-1.0	1.0-2.0	1.0-2.0

Una alternativa a los procesos UCT y VIP la constituye el esquema de proceso **JHB** (Johannesburg), (figura 2.18). En este esquema el tanque anóxico, mediante el cual se eliminan los nitratos de la corriente de recirculación de fangos, es exterior a la línea principal de tratamiento. La elevada concentración de fango en este reactor anóxico permite obtener un buen grado de desnitrificación por utilización de la biomasa endógena.

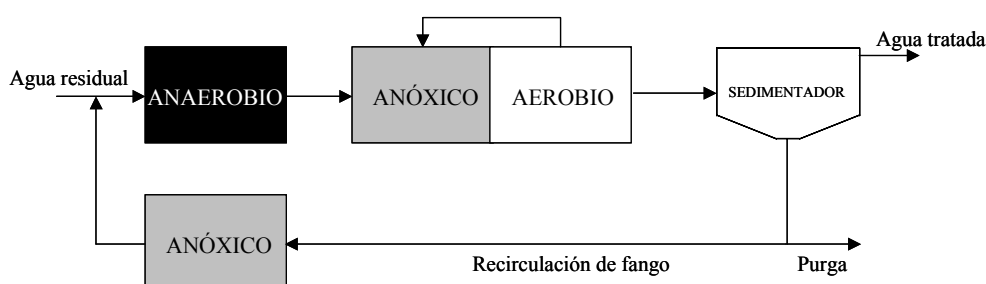


Figura 2.18. Proceso JHB.

El esquema de proceso **ISAH** (*Institut für Siedelugswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover*) es muy parecido al **JHB**, caracterizándose por la existencia de una etapa anóxica a través de la cual se hace pasar la corriente de recirculación de fangos (figura. 2.19).

2. Introducción

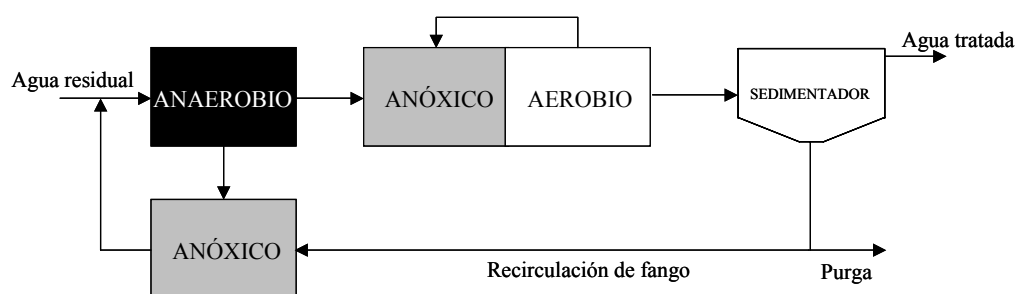


Figura 2.19. Proceso ISAH.

Con esto se consigue el mismo efecto que en el anterior esquema de proceso, es decir, disminuir la cantidad de nitrógeno oxidado que llega al reactor anaerobio (Seyfried y Daumaum, 1990). La principal diferencia con el anterior proceso es la existencia de una corriente que, en el caso de que el grado de desnitrificación en el reactor anóxico no sea el adecuado, aporta parte del efluente del tanque anaerobio con la finalidad de incrementarlo. Los parámetros típicos de diseño para este proceso se presentan en la tabla 2.13.

Tabla 2.13. Parámetros típicos de diseño del proceso ISAH.

TRC (d)	TRH (h)	SST (mg/L)
15-20	24	2000-4000

El esquema de proceso **RanDN** (*reaireación-anaerobio-desnitrificación-nitrificación*) desarrollado por Wanner y col., (1990) constituye una mejora del proceso A^2/O en la cual el fango recirculado es reaireado (figura 2.20). Con esto se consigue un aumento del tiempo de retención celular aerobio del fango, cuyas principales ventajas son una mejor sedimentabilidad y un mayor rendimiento en la eliminación de nitrógeno.

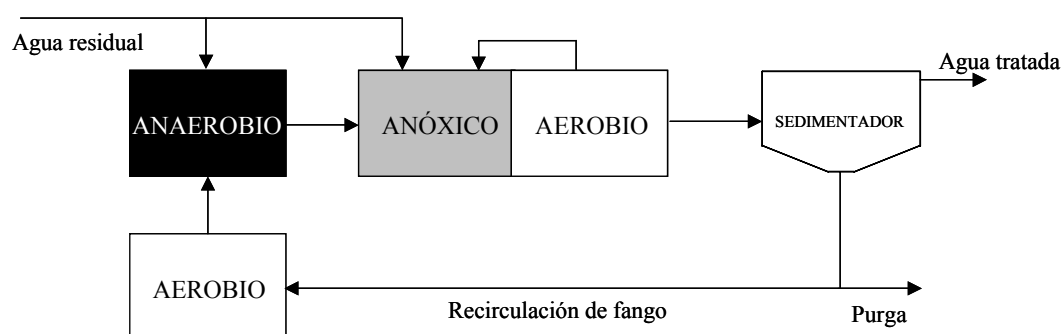


Figura 2.20. Proceso RanDN.

Los parámetros típicos de diseño para este proceso se presentan en la tabla 2.14.

Tabla 2.14. Parámetros típicos de diseño para el proceso RanDN.

TRC (d)	TRH (h)	Q_{oAN}/Q_o	Q_{oANX}/Q_o	Q_{ri}/Q_o	Q_r/Q_o
12	9	0.3	0.7	0.7	0.6

Otro esquema de proceso derivado del A^2/O es el **Bardenpho** de cinco etapas (figura 2.21) que adiciona al esquema anterior dos nuevas etapas: una anóxica y una aerobia o de postaireación.

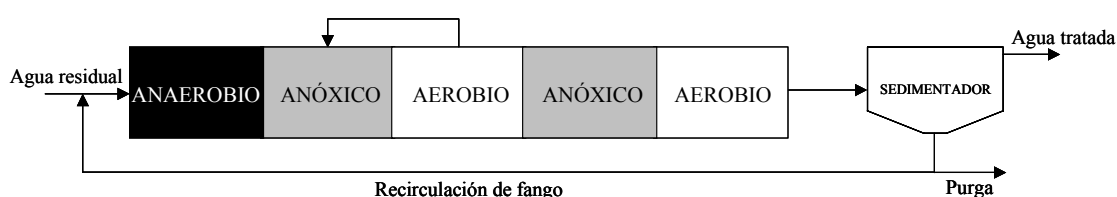


Figura 2.21. Proceso Bardenpho de cinco etapas.

Como consecuencia de la doble secuencia anóxica-aerobia, este esquema consigue mejores rendimientos en la eliminación total de nitrógeno. La etapa de postaireación presenta dos ventajas importantes:

- Elimina por arrastre el nitrógeno gaseoso, dotando así al fango de una mejor sedimentabilidad.
- Dota al fango de un exceso de oxígeno que impide las condiciones anaerobias en el clarificador secundario. Esto evita la disminución en el rendimiento de la eliminación que puede ser consecuencia de la liberación de fósforo asociada al consumo de materia orgánica procedente de la biomasa endógena.

Trabaja con edades de fango elevadas y es especialmente recomendable cuando, existiendo buenas relaciones C/N y C/P, se pretende un buen rendimiento en ambas eliminaciones, ya que es el proceso de eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo que consigue mayores rendimientos en eliminación de nitrógeno.

Los parámetros típicos de diseño para este proceso se presentan en la tabla 2.15.

2. Introducción

Tabla 2.15. Parámetros típicos de diseño para el proceso Bardenpho.

TRC (d)	10-20	TRH_{AN} (h)	1.0-2.0
SST (mg/L)	2000-5000	TRH_{AN} I (h)	2.0-4.0
Q_r/Q_o	0.8-1.0	TRH_{AE} I (h)	4.0-12.0
Q_{ri}/Q_o	4.0-6.0	TRH_{ANX} II (h)	2.0-4.0
F/M (d⁻¹)	0.1-0.2	TRH_{AE} II (h)	0.5-1.0
TRH (h)	9.5-23.0		

Además de los procesos de eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo, existen procesos desarrollados para la eliminación de un único nutriente. Dentro de estos esquemas de proceso destaca el proceso de eliminación biológica de fósforo denominado A/O. Este proceso consiste en una secuencia de etapas anaerobia/aerobia (figura 2.22) en las que se producen los fenómenos descritos en el metabolismo de las bacterias PAO. Para la aplicación de este proceso se requiere una relación DBO₅/P en el influente elevada. La presencia de aceptores de electrones en el influente (nitratos), así como en la corriente de recirculación de fangos, afecta negativamente al proceso.

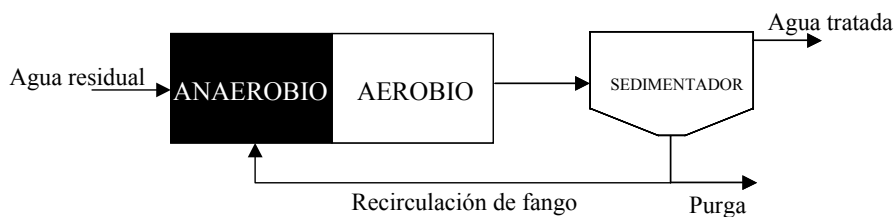


Figura 2.22. Proceso A/O.

Además de en continuo, el proceso A/O puede ser llevado a cabo de un modo discontinuo secuencial. Los reactores discontinuos secuenciales (RDS) son una alternativa del sistema de tratamientos de fangos activos en continuo, caracterizada por un funcionamiento de flujo discontinuo, basado en ciclos que se repiten a lo largo del tiempo. Este funcionamiento cíclico les proporciona una gran flexibilidad para adaptarse a distintas modalidades de tratamiento, y en concreto para la eliminación de fósforo (Manning e Irvine, 1985).

El proceso de flujo discontinuo se caracteriza porque las fases de reacción y decantación se realizan en un solo tanque, a diferencia de los sistemas tradicionales en

los cuales estas operaciones tienen lugar en dos equipos distintos, el reactor y el decantador. Al tanque, donde tienen lugar ambas operaciones del proceso de fangos activos, se le denomina reactor discontinuo secuencial (RDS). Las fases del tratamiento del agua en un RDS se realizan a lo largo de un cierto periodo de tiempo. Una vez finalizada la secuencia de tratamiento, ésta se repite de nuevo de forma periódica. A cada una de las secuencias de tratamiento se le denomina ciclo. Cada ciclo comprende una serie de fases que se suceden en el tiempo y que, en algunas ocasiones, pueden solaparse según las necesidades del proceso. En la figura 2.23 se muestra un esquema del funcionamiento cíclico de un RDS.

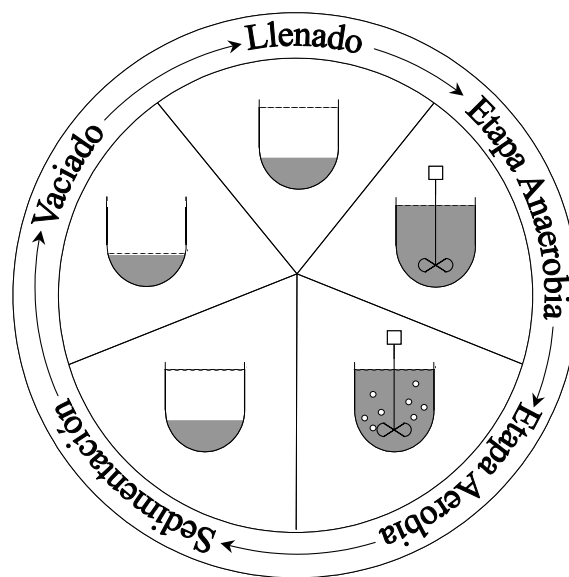


Figura 2.23. Proceso A/O en reactores discontinuos secuenciales.

La primera fase es la de llenado, durante la cual el agua residual a tratar se introduce en el reactor. Seguidamente se pasa a la fase de reacción. A veces es necesario solapar estas dos fases en el tiempo, total o parcialmente. En la fase de reacción el líquido de mezcla (agua residual y fango activo) se mantiene agitado. Esto permite que los microorganismos del fango activo entren en contacto con las sustancias contenidas en el agua y puedan utilizarlas en su metabolismo. Durante la fase de reacción pueden crearse condiciones aerobias, mediante un sistema de aireación situado en el fondo del reactor, a través del cual se introduce oxígeno o aire en el agua en forma de pequeñas burbujas. Asimismo, la fase de reacción puede efectuarse en ausencia de oxígeno,

2. Introducción

propiciándose la creación de condiciones anóxicas o anaerobias en un fango biológico en agitación permanente.

Una vez finalizada la fase de reacción, se procede a la decantación. Como ya se ha indicado, los fangos decantan en el mismo reactor. Para ello basta con detener los sistemas de agitación y aireación. El agua queda en reposo, y el fango biológico agrupado en flóculos desciende hasta el fondo del reactor. En la parte superior queda el agua residual tratada. Finalmente, el agua tratada se extrae del reactor por medio de un sistema de evacuación. Normalmente basta con disponer de una salida de agua a una cierta profundidad, o bien puede instalarse un aliviadero flotante. Esto constituye la fase de vaciado y obtención del efluente. Algunos ciclos incluyen una fase de reposo a continuación del vaciado. La purga de fangos en un RDS puede realizarse durante la fase de reacción, extrayendo líquido de mezcla, o durante las fases de vaciado o reposo, extrayendo fango decantado.

Como se ha puesto de manifiesto, los RDS presentan una gran flexibilidad en el proceso de tratamiento. Los ciclos operativos pueden definirse y modificarse posteriormente según las características del agua residual y las exigencias de calidad del efluente. Asimismo, los ciclos de funcionamiento se pueden adaptar fácilmente a la eliminación de fósforo. Para eliminar el nitrógeno del agua residual basta con introducir periodos alternos de condiciones aerobias y anóxicas durante la fase de reacción. En estos periodos tendrán lugar los procesos de nitrificación y desnitrificación. Si lo que se pretende es eliminar fósforo, deberán incluirse los periodos anaerobios seguidos de periodos aerobios/anóxicos durante la fase de reacción.

2.7 EXPERIENCIAS A ESCALA REAL

A continuación, se resumen los resultados obtenidos en experiencias realizadas a escala real, que demuestran la viabilidad del uso de los procesos de eliminación biológica de nutrientes en plantas reales de aguas residuales urbanas.

2.7.1 EDAR LARGO (Florida)

Esta planta dispone de tres líneas de depuración de aguas que posibilitan un

caudal de tratamiento de 56760 m³/día. La planta utiliza una configuración A²/O para eliminar los nutrientes con unos tiempos de retención hidráulica anaerobio, anóxico y aerobio de 0.8, 0.5 y 2.9 h respectivamente, lo que hace un tiempo de retención hidráulica de 4.2 horas. La planta incluye pretratamiento, tratamiento primario, secundario, filtración del efluente y desinfección. El agua residual alimentada a la planta es agua residual urbana típica. En la tabla 2.16 se presentan las características típicas de esta agua residual.

Tabla 2.16. Características típicas del residual de la depuradora de Largo (Florida).

Parámetro	Promedio
DBO ₅ (mg/L)	200
X _{SS} (mg/L)	325
NTK (mg/L)	30
N-NH ₄ (mg/L)	20
C _{PT} (mg/L)	9.5
DBO ₅ /C _{PT}	18

El caudal promedio tratado durante 3 años y medio fue de 37461 m³/día, lo que es aproximadamente dos tercios del caudal de diseño de la planta. La concentración de sólidos suspendidos totales en el fango se mantuvo generalmente por debajo de 3000 mg/L. El efluente promedio de la planta se mantuvo bajo los límites legales de DBO₅ y X_{SS}, siendo sus valores promedio 5 mg/L y 4 mg/L respectivamente.

El promedio mensual de la concentración de nitrógeno en el efluente fue 7.7 mg/L, manteniéndose constante durante unos 44 meses. La concentración de fósforo en el efluente osciló entre 0.5 y 4.6 mg/L siendo la media de los resultados 2.4 mg/L.

En general la EDAR de Largo presenta una buena capacidad para eliminar nutrientes, siendo difícil la eliminación del fósforo hasta los niveles requeridos por la ley, ya que el agua residual alimentada presenta una baja relación DBO₅/C_{PT}. Además la eliminación de fósforo puede verse empeorada por la elevada concentración de nitratos en la recirculación de fangos, lo que ocasiona una elevada concentración de nitratos en el compartimento anaerobio perjudicando la eliminación de fósforo, ya que los microorganismos desnitrificantes oxidan parte de la materia orgánica fácilmente

2. Introducción

biodegradable utilizando los nitratos como aceptor de electrones.

2.7.2 EDAR LAMBERTS POINT (Virginia)

Esta planta tiene una capacidad de tratamiento de 151400 m³/día, dispone de pretratamiento, tratamiento primario, secundario y desinfección del efluente. Esta depuradora funciona con la configuración de proceso VIP (*Virginia Initiative Plant*). Esta configuración de proceso, como se indicó anteriormente, consta de tres zonas de reacción: anaerobia, anóxica y aerobia. En la configuración de proceso VIP el fango espesado es recirculado al compartimento anóxico en el que se realizará la desnitrificación. Posteriormente de este compartimento se recirculará una corriente al compartimento anaerobio. El objetivo de esta configuración de proceso es reducir la carga de nitrato en el compartimento anaerobio. Esta configuración de proceso permite la eliminación de fósforo durante todo el año y la de nitrógeno durante los meses de verano. La relación de volúmenes entre la zona anaerobia y anóxica con respecto a la zona aerobia es 1/3, y el tiempo de retención hidráulica del proceso es 6.5 h para el caudal de diseño de la planta (151400 m³/día).

El agua residual alimentada a la planta es agua típicamente urbana, y relativamente poco cargada. Las características del agua residual alimentada a la planta se presentan en la tabla 2.17.

Tabla 2.17. Características típicas del residual de la depuradora de Lamberts Point.

Parámetro	Promedio
DBO ₅ (mg/L)	142
X _{SS} (mg/L)	133
C _{NT} (mg/L)	25
Temperatura (°C)	13 – 25
C _{PT} (mg/L)	5.2
DBO ₅ /C _{PT}	27.3

Durante el estudio, el tiempo de retención hidráulica se mantuvo entre 4 y 8 horas y el TRC se modificó entre 5 y 6 días o entre 10 y 11 días dependiendo de la temperatura del agua residual. La concentración de sólidos suspendidos en el fango

osciló entre 1200 y 3000. La nitrificación pudo ser llevada a cabo durante todo el estudio, siendo únicamente interrumpida cuando se produjeron reducciones drásticas en el TRC. La DBO_5 y la concentración de sólidos suspendidos totales en el efluente se mantuvieron bajo los límites legales, siendo la media de estos valores 8 y 10 mg/L respectivamente. La concentración de nitrógeno en el efluente de la planta se mantuvo constantemente por debajo de 10 mg/L durante los periodos en los que se mantuvo una completa nitrificación (la mayor parte del estudio).

El estudio demostró capacidad para la eliminación de fósforo, llegando a concentraciones de 1 mg/L de fósforo en el efluente. La relación $\text{DBO}_5/\text{C}_{\text{PT}}$, relativamente alta, puede ser la causante de esta concentración tan baja de fósforo en el efluente.

Este estudio realizado con la configuración VIP muestra que el proceso puede alcanzar bajos niveles de fósforo en el agua efluente cuando trata aguas residuales con altas relaciones $\text{DBO}_5/\text{C}_{\text{PT}}$, ya que la configuración de las recirculaciones disminuye notablemente la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio. La baja concentración de sólidos suspendidos en el efluente es debido al sobredimensionamiento del sedimentador.

2.7.3 EDAR PALMETTO (Virginia)

La EDAR de Palmetto tiene una capacidad de tratamiento de 5299 m³/día. Esta EDAR incluye un pretratamiento, clarificación primaria, tratamiento secundario, filtración y desinfección del efluente. El tratamiento secundario utiliza el proceso Bardenpho. A esta configuración de proceso se le ha realizado una pequeña modificación, que consiste en recircular el fango primario junto con la recirculación de fangos al reactor biológico.

La EDAR de Palmetto fue diseñada con un tiempo de retención hidráulica de 11.6 horas, siendo los tiempos de retención hidráulica de cada uno de los compartimentos los que se muestran en la tabla 2.18.

2. Introducción

Tabla 2.18. Tiempos de retención hidráulica en cada uno de los compartimentos.

Compartimento	TRH (h)
Anaerobio 1	1.0
Anóxico 1	2.7
Anaerobio 2	4.7
Anóxico 2	2.2
Aerobio	1.0

El agua residual alimentada a la planta depuradora de Palmetto es agua residual principalmente domestica y de media carga. En la tabla 2.19 se presentan los valores de diseño y los de trabajo de esta EDAR.

Tabla 2.19. Valores de diseño y operación de la EDAR Palmetto.

Parámetro	Valor de diseño	Valor Observado	
		Promedio	Intervalo
DBO ₅ (mg/L)	270	158	87 – 232
X _{SS} (mg/L)	250	135	70 – 224
NTK (mg/L)	43	33.1	15.1 – 49.5
Temperatura (°C)	---	---	18 – 25
C _{PT} (mg/l)	14	5.3	0.7 – 7.9
DBO ₅ / C _{PT}	19	30	---

Durante un periodo de operación de tres años y nueve meses la planta funcionó para los caudales de diseño o superiores, hasta un 178 % del caudal de diseño, pero con bajas cargas tanto orgánicas, como de nutrientes. El caudal influente diario a la planta osciló entre 2800 y 9235 m³/día, estando el caudal de diseño en 5299 m³/día, pero la carga orgánica tan solo llegó a valores del 54% de los de diseño.

Para estudiar los límites en la eliminación de nitrógeno se operó la planta con edades de fango entre 14 y 20 días. La concentración promedio de sólidos suspendidos totales en el fango activo fue 4090 mg/L, lo que es superior al valor de diseño, que se situó en 3500 mg/L.

Los relativamente elevados TRC con que se opera en esta experiencia, junto con la temperatura del agua residual influente, generalmente superior a 20°C, posibilitaron una excelente eliminación de nitrógeno.

La experiencia llevada a cabo en esta depuradora es un excelente ejemplo de exitosa operación con la configuración Bardenpho para la eliminación de nitrógeno. Los excelentes resultados muestran que es fundamental mantener un adecuado TRC si se desea una gran eliminación de nitrógeno del efluente.

Con respecto a la eliminación de fósforo se observa que no es posible llegar a las concentraciones límites impuestas por la ley únicamente con el proceso biológico, aunque se han llegado a obtener eliminaciones del 65%. La deficiente eliminación de fósforo puede ser debida a la elevada edad de fango, y por tanto a la baja producción de fangos, necesaria para realizar la nitrificación bajo condiciones de baja carga. En esta experiencia ha sido necesaria la adición de alúmina para reducir las concentraciones de fósforo en el efluente hasta los valores permitidos por la ley.

La EDAR de Palmetto ha mostrado capacidad para la reducción conjunta tanto de nitrógeno como de fósforo, sin embargo presenta los conflictos entre las necesidades para la nitrificación y la eliminación de fósforo bajo ciertas condiciones. Aunque esta experiencia no obtiene, por medios biológicos, la reducción de fósforo impuesta por la ley, si reduce significativamente los consumos de reactivos químicos con el tratamiento secundario.

2.7.4 EDAR EASTERN SERVICE AREA (Florida)

Esta EDAR consta de dos líneas con una configuración de proceso Bardenpho de 5 etapas para la eliminación de nutrientes. En la tabla 2.20 se muestran los parámetros de diseño de esta EDAR, que consta de pretratamiento, tratamiento secundario, sedimentación secundaria filtración y cloración del efluente antes de su vertido.

2. Introducción

Tabla 2.20. Parámetros de diseño EDAR Eastern Service Area.

Parámetro	EDAR Eastern Service Area
Caudal de diseño (m ³ /d)	28400
Volumen compartimento Anaerobio (m ³)	2271
Volumen compartimento Anóxico 1 (m ³)	4013
Volumen compartimento Aerobio 1 (m ³)	12643
Volumen 2º compartimento Anóxico 2 (m ³)	2196
Volumen 2º compartimento Aerobio 2 (m ³)	379
Área del clarificador (m ²)	2100
Adición de reactivos químicos Tipo y dosis (mg/L)	Alúmina (20 – 40)

Actualmente la planta vierte cumpliendo los objetivos marcados por la ley, si bien es necesaria la adición de reactivos químicos para obtener una concentración de fósforo en el efluente por debajo de 1 mg/L.

2.7.5 EDAR JERRY SELLERS (Florida)

Esta planta esta diseñada para tratar un caudal de 9500 m³/d y usa el esquema de proceso Bardenpho para obtener la eliminación de nutrientes. En la tabla 2.21. se muestran los parámetros de diseño de esta EDAR.

Tabla 2.21. Parámetros de diseño EDAR JERRY SELLERS.

Parámetro	EDAR Jerry Sellers
Caudal de diseño (m ³ /d)	9500
Volumen compartimento Anaerobio (m ³)	1440
Volumen compartimento Anóxico 1 (m ³)	1500
Volumen compartimento Aerobio 1 (m ³)	6000
Volumen 2º compartimento Anóxico 2 (m ³)	1300
Volumen 2º compartimento Aerobio 2 (m ³)	260
Área del clarificador (m ²)	2100
Reactivo químico adicionado	Alúmina

Durante el primer año de operación con el proceso Bardenpho de cinco etapas la concentración de nitrógeno total en el efluente descendió desde aproximadamente entre 7 – 12 mg/L en la puesta en marcha hasta 4 – 5 mg/l. La concentración promedio de nitrógeno en el efluente se situó en 7.3 mg/L, y la de fósforo en 2.9 mg/L.

Inicialmente se trabajó sin adición de reactivos químicos y estos se comenzaron a utilizar cuando se comprobó que, sólo con medios biológicos, no era posible obtener la concentraciones de fósforo en el efluente requeridas por la ley. Con adición de reactivos químicos se llega a una concentración de fósforo en el efluente de 0.2 mg/L.

2.8 OBJETO Y ALCANCE DE LA PRESENTE INVESTIGACIÓN

En los apartados anteriores se ha puesto de manifiesto el problema de la contaminación de las aguas continentales y más concretamente el problema de la Eutrofización, provocado principalmente por las elevadas cantidades de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) que reciben los ríos por los vertidos de aguas residuales tanto urbanas como industriales.

En la actualidad, las plantas de tratamiento de aguas residuales tienden a tratar el nitrógeno y el fósforo mediante métodos biológicos a fin de evitar el coste elevado de reactivos de los métodos químicos. Estos sistemas de tratamiento implican el conocer a fondo el proceso biológico y la influencia de los distintos factores que le afectan, lo cual debe ser previamente investigado.

Dado que ya existía experiencia en el Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Castilla-La Mancha (Villaseñor, 1998; Rodríguez, 1999) en el estudio de la eliminación biológica de fósforo de aguas residuales a escala de laboratorio utilizando agua residual sintética, y asimismo, dado que la empresa AQUAGEST–Fundación AGBAR se encontraba interesada en el estudio de la eliminación biológica de nutrientes, se consideró interesante abordar el estudio de la eliminación conjunta de nutrientes, nitrógeno y fósforo, a escala de planta piloto y utilizando agua residual urbana real en el marco de un convenio de colaboración con dicha empresa. Además, y teniendo en cuenta que un 80% de los vertidos de aguas residuales industriales que se realizan en nuestro país tienen el carácter de vertidos indirectos, por lo que son tratados en las estaciones Depuradoras de Aguas Residuales Urbanas, se consideró interesante

2. Introducción

estudiar, como aspecto más concreto, la influencia de los vertidos industriales sobre la eliminación biológica de nutrientes. Este aspecto se estudiaría en dos actuaciones simultáneas: por un lado a escala planta piloto en continuo con agua residual industrial real, aportando tanto vertidos industriales reales como sintéticos, y por otro lado a escala laboratorio en discontinuo con agua residual industrial sintética.

De este modo, los objetivos de esta investigación han sido:

- a) Realizar un estudio de optimización de las variables que afectan al proceso de eliminación biológica de nutrientes a escala de planta piloto en el tratamiento del agua residual urbana de Ciudad Real.
- b) Estudiar el efecto de los vertidos de diferentes tipos de agua residual industrial, tanto a corto plazo (en laboratorio) como a largo plazo (en planta piloto) sobre el funcionamiento de dicho proceso, para ofrecer finalmente una visión acerca de la posible aplicabilidad de la eliminación biológica de nutrientes en la EDAR de Ciudad Real.

Para ello, se planteó un programa de investigación con las siguientes etapas:

- Puesta a punto de instalaciones experimentales:
 - a) A escala de laboratorio, en los laboratorios del Departamento de Ingeniería Química, que permitiera desarrollar un cultivo de fangos activos para la eliminación biológica de nutrientes, y realizar experimentos en discontinuo.
 - b) A escala de planta piloto, en la EDAR de Ciudad Real, que permitiera llevar a cabo un proceso en continuo de fangos activos con eliminación biológica de nutrientes.
- Puesta a punto de las técnicas para el análisis de los parámetros del agua residual, agua tratada y del fango activo.
- Aclimatación, en la instalación de laboratorio, de unos fangos activos convencionales a un proceso de eliminación biológica de nutrientes, que sirvieran como siembra del tratamiento en planta piloto.
- Estudio de la influencia de diferentes variables, (tiempo de retención hidráulica, tiempo de retención celular y razones de recirculación) sobre el funcionamiento

del proceso en continuo en planta piloto y selección de las condiciones de proceso óptimas.

- Estudio de la influencia, a corto plazo y a escala de laboratorio, del vertido de distintos tipos de agua residual industrial sobre los mecanismos anaerobios y anóxicos de los procesos microbiológicos de eliminación de nutrientes.
- Estudio de la influencia, a largo plazo y en planta piloto, del vertido de distintos tipos de agua residual industrial sobre el funcionamiento del proceso de eliminación biológica de nutrientes.

INSTALACIÓN EXPERIMENTAL

3.1 PLANTA PILOTO DE FANGOS ACTIVOS

En este trabajo se ha utilizado una instalación a escala de planta piloto, expresamente diseñada para el tratamiento biológico en continuo de aguas residuales con eliminación de nutrientes, (figura 3.1). A continuación se describe la misma, que básicamente está constituida por las siguientes partes:

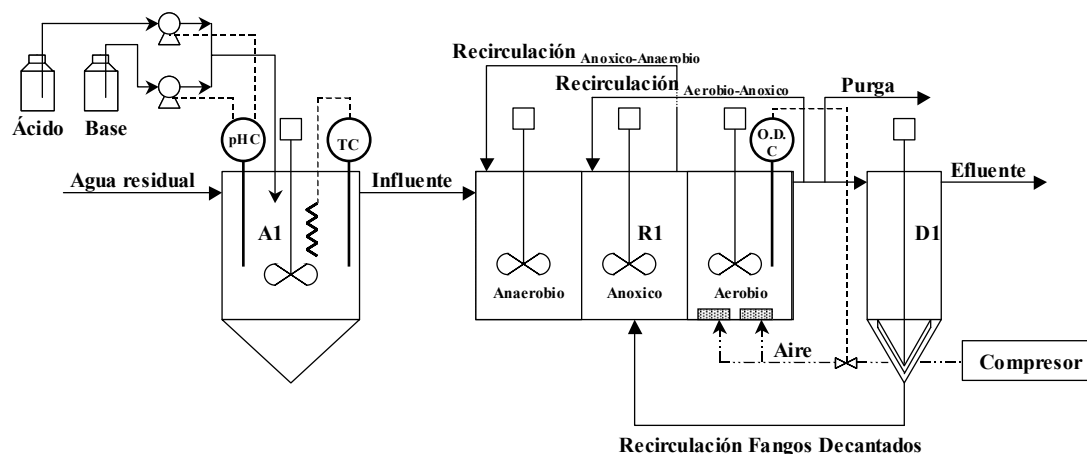


Figura 3.1. Planta piloto de fangos activos.

Tanque de homogeneización (A1): Depósito cilíndrico con fondo cónico, de 550 L de capacidad, que en esta investigación se utiliza para homogeneizar las características del agua residual alimentada. Su fondo cónico le permite actuar como decantador y como tanque de fermentación primaria. En su parte inferior dispone de unos difusores de aire, que le permiten, además, operar como pretratamiento aerobio.

Reactor biológico (R1): Depósito rectangular de 336 L de capacidad en el que se lleva a cabo el tratamiento biológico del agua residual. Se encuentra dividido en compartimentos conectados en serie en donde pueden aplicarse ambientes anaerobio, anóxico y aerobio. Para ello, todos los compartimentos disponen de difusores de aire en su parte inferior, y un agitador de hélice, para homogeneizar el medio de reacción. Debido al diseño versátil de la instalación, los volúmenes de cada uno de los ambientes anaerobio, anóxico y aerobio, pueden ser modificados, desplazando las paredes de separación de los compartimentos, dentro de los márgenes de operación que se presentan en la tabla 3.1. Esto permite variar las proporciones entre los tiempos de retención hidráulica de los distintos compartimentos.

3. Instalación Experimental

Tabla 3.1. Intervalos de volúmenes de operación posibles de los diferentes compartimentos en el reactor de la planta piloto.

Compartimento	Volumen de operación (L)
Anaerobio	56-112
Anóxico	56-168
Aerobio	112-224

Decantador (D1): Depósito cilíndrico con fondo cónico en el que sedimenta el fango que proviene del reactor biológico R1. Posee un área de sedimentación de 0.07 m², y un volumen de 63 L. Dispone de un rascador de fangos para favorecer la evacuación del mismo por la parte inferior del fondo cónico.

Control de temperatura: La temperatura se controla en el tanque de alimentación (A1) mediante una resistencia sumergible, de 2000 W de potencia, conectada a un controlador de temperatura.

Control de pH: Una sonda mide el pH en el tanque de alimentación (A1). Esta sonda está conectada a un controlador de pH que a su vez está conectado a dos bombas de diafragma que son las encargadas de impulsar al tanque de alimentación tanto el medio ácido, que en nuestro caso es HCl 1N, como el básico, NaOH 1N.

Control de oxígeno: El control de la concentración de oxígeno disuelto se realiza activando o desactivando la electroválvula que permite la entrada de aire procedente de un compresor. Esta electroválvula está conectada al controlador de oxígeno disuelto que la activa o desactiva en función de la concentración de oxígeno disuelto detectada por la sonda sumergida en el compartimento aerobio del reactor biológico.

Temporizador: Un programador o temporizador activa distintas funciones de la unidad en el momento preciso. En concreto, el temporizador actúa sobre una bomba peristáltica realizando la purga de fangos y sobre el rascador de fangos situado en el decantador (D1) haciendo que este funcione mediante ciclos secuenciales, a fin de romper posibles caminos preferenciales de líquido y evitar acumulaciones de fango en el sedimentador, permitiendo una correcta recirculación del mismo.

En los procesos de depuración biológica de aguas residuales con eliminación de nutrientes por fangos activos son necesarias, además de una recirculación de fangos del decantador secundario al reactor biológico, otra serie de recirculaciones entre los diferentes compartimentos. Todas estas recirculaciones se realizan en la planta piloto por medio de conducciones de goma conectadas a bombas peristálticas de velocidad variable. Estas bombas peristálticas pueden trabajar con caudales comprendidos entre 2 y 200 L/h.

La instalación ofrece una gran versatilidad por dos razones:

- Toda la unidad está construida en acero inoxidable y se encuentra soportada sobre dos bancadas provistas de ruedas, lo que permite su movilidad para transportarla a pie de una planta depuradora real. La primera de las dos bancadas soporta el depósito A1, mientras que la segunda soporta el reactor biológico R1 y el sedimentador de fangos D1.
- Las diferentes formas en que se pueden disponer las recirculaciones de fangos entre los compartimentos del reactor biológico R1, y entre los demás depósitos, así como la posibilidad de trabajar en condiciones anaerobias, anóxicas ó aerobias en ellos y modificar el volumen de cada uno de los compartimentos permiten la aplicación de diferentes procesos de fangos activos (convencional, A/O, A²/O, Bardenpho, UCT, VIP, etc.) sin necesidad de hacer modificaciones importantes.

3.2 EMPLAZAMIENTO Y PUESTA A PUNTO

La planta piloto se encuentra situada en un punto estratégico de la EDAR de Ciudad Real (figura 3.2.) de modo que son accesibles dos corrientes de agua residual de diferentes características: agua procedente del canal Parshall y del sedimentador primario. Esto permite poder modificar las propiedades del agua residual influente a la planta lo que es fundamental para la realización de este estudio.

3. Instalación Experimental

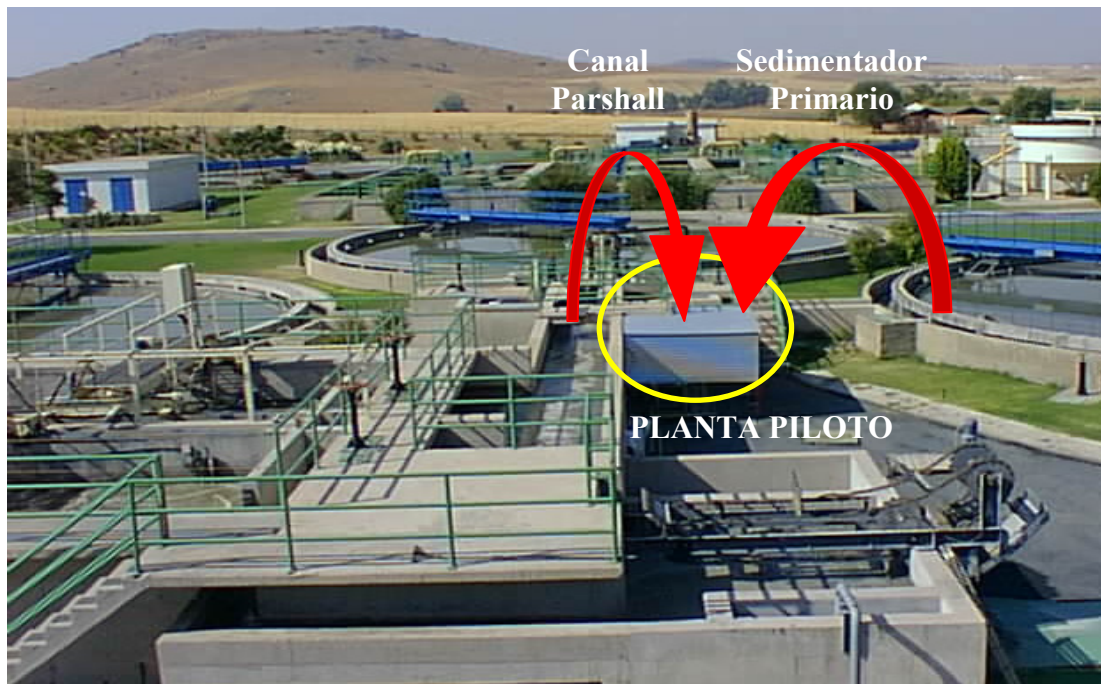


Figura 3.2. Emplazamiento de la planta piloto en la EDAR de Ciudad Real.

Para proteger tanto la planta piloto como todos los equipos de instrumentación y control, de la climatología propia de Ciudad Real, bajas temperaturas y heladas en invierno y elevadas temperaturas en verano, se construyó una caseta de protección, (figura 3.3). Además de este modo también se evitan los problemas de humedad debido a las lluvias.



Figura 3.3. Planta piloto de fangos activos.

En la figura 3.3 aparecen dos depósitos (R2 y D2) no incluidos en la descripción realizada anteriormente, ya que se tratan de unidades no utilizadas en este trabajo.

La puesta a punto de la planta piloto se realizó en los laboratorios del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Castilla-La Mancha y en su emplazamiento final en la EDAR de Ciudad Real. Esta puesta a punto consistió en las siguientes pruebas hidráulicas.

- Se comprobó que el agua podía circular por gravedad a través de las conducciones con un caudal adecuado. Para ello se adecuaron las secciones de las tuberías y se modificó la altura de alguna de ellas para que el flujo fuese por gravedad. En este estudio se obtuvieron como resultado caudales superiores a los 200 L/h.
- La homogeneización del medio es fundamental en los procesos de fangos activos, por lo que se realizaron pruebas que mostraron una correcta homogeneización tanto del tanque de alimentación como del reactor biológico.
- Se comprobó que la recirculación de fangos fuese correcta, ya que esto es fundamental para mantener el cultivo de microorganismos.
- Para facilitar la toma de muestras y la automatización de algunas operaciones como la purga de fangos se acoplaron nuevas válvulas.

3.3 UNIDAD DE LABORATORIO PARA EL TRATAMIENTO BIOLÓGICO MEDIANTE EL PROCESO DE FANGOS ACTIVOS

Asimismo, en este trabajo se ha utilizado una planta de tratamiento biológico de aguas residuales a escala de laboratorio que funciona según el proceso de fangos activos. Dentro de éste, se aplica concretamente el proceso A/O, proceso que se fundamenta en la alternancia de ambientes anaerobios y aerobios, operando de modo discontinuo secuencial.

Para poder disponer del fango necesario para cada uno de los experimentos realizados en laboratorio, se pusieron en funcionamiento tres unidades idénticas. A

3. Instalación Experimental

continuación se describen con detalle cada una de las partes y funciones de una unidad, pudiéndose observar un esquema de la misma en la figura 3.4.

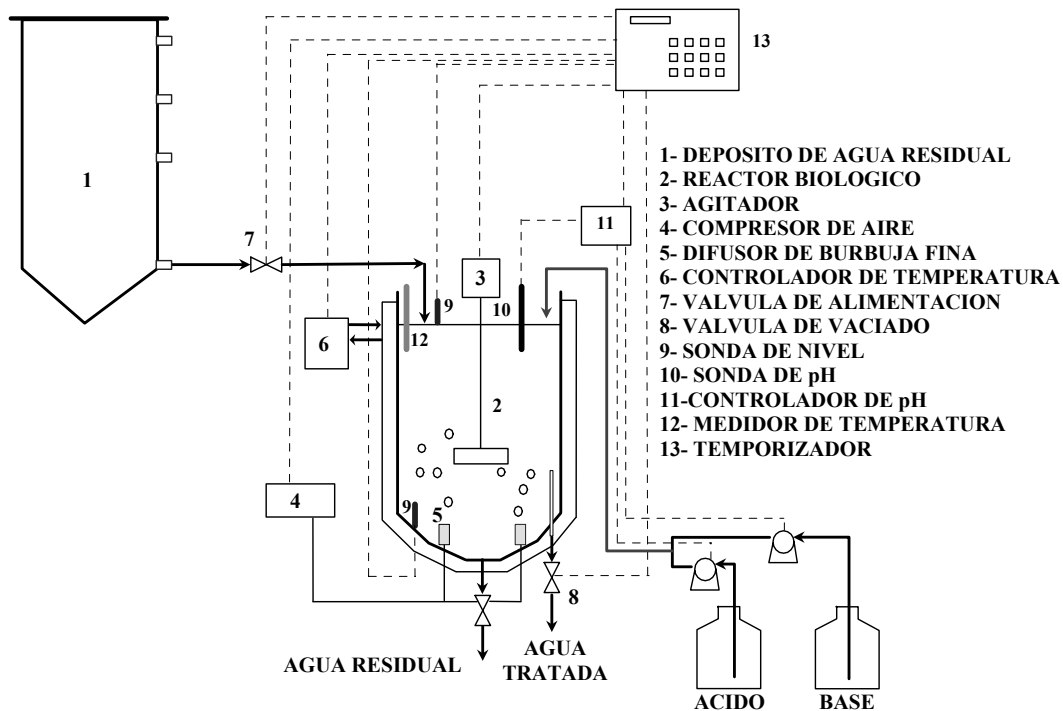


Figura 3.4. Instalación de fangos activos de laboratorio preparada para un modo de funcionamiento discontinuo secuencial.

Reactor biológico: El reactor biológico es un recipiente de vidrio de 2.4 L de volumen útil, de forma cilíndrica y con una relación altura diámetro de 2. Está provisto de una tapa de vidrio con borde esmerilado y cinco bocas esmeriladas en las que se acoplan el sistema de agitación (boca central), los indicadores de pH y temperatura, el sistema de control de nivel y el conducto de alimentación.

La base inferior del reactor biológico dispone de siete entradas con rosca. En la entrada central se sitúa una válvula para el vaciado del reactor biológico, cuatro entradas se utilizan para alimentar el aire a los sistemas de aireación de burbuja fina del reactor biológico, una entrada se utiliza para acoplar el sistema de control de nivel y por último otra entrada es utilizada para acoplar el rebosadero del reactor biológico.

El reactor biológico posee una camisa externa de vidrio para el control de la temperatura.

Sistema de agitación: Para mantener en suspensión el fango activo y homogeneizar el sistema se dispone de un motor de agitación, provisto de control de revoluciones, y de un agitador de paletas de acero inoxidable. La agitación debe ser suficientemente fuerte para conseguir homogeneizar el sistema y mantener el fango activo en suspensión, durante las etapas anaerobias y aerobias, pero no excesiva, para evitar la formación de vórtices que favorecerían la transferencia de oxígeno a la fase líquida durante la etapa anaerobia.

Sistema de aireación: El suministro de oxígeno al medio se consigue mediante un pequeño compresor de aire que suministra aproximadamente 2000 cc/min a 293 K y 0.3 Kg/cm². A través de una conducción de material plástico se distribuye el aire a los cuatro orificios inferiores del reactor biológico provistos de difusores de burbuja fina.

Depósitos de agua residual: El agua residual preparada cada día se almacena en un recipiente de polipropileno situado por encima del nivel del reactor biológico. Este recipiente es de forma cilíndrica, con una relación altura diámetro de 1.7, y acaba en un fondo cónico. Tiene una capacidad de 20 L y posee cuatro salidas laterales situadas a alturas correspondientes a un volumen de líquido de 2.5, 10, 15 y 20 L. La salida de agua residual se produce a través del orificio lateral situado en la parte inferior del recipiente, donde comienza el fondo cónico. Este fondo tiene la misión de actuar como decantador para recoger los sólidos sedimentables, en caso de que existan, y evitar atasques en las conducciones. El agua procedente del depósito de agua residual es alimentada al reactor biológico por gravedad.

Control de temperatura: La temperatura del sistema se controla mediante una corriente de agua a 20°C que circula por la camisa de vidrio externa del reactor biológico. A su vez, la temperatura del agua se controla en un baño que dispone de un termostato/criostato de inmersión.

Alimentación y vaciado: La entrada y salida de líquido del reactor biológico se realiza mediante la activación de las correspondientes electroválvulas de solenoide. Estas electroválvulas están en situación normalmente cerrada, pinzando una conducción de goma. Cuando se les aplica una tensión de 12 V dejan de presionar la conducción de goma permitiendo que el líquido circule a través de ella por gravedad, tanto en la alimentación del agua residual como en el vaciado del agua tratada.

3. Instalación Experimental

Control de nivel: El llenado del reactor biológico se realiza cuando la electroválvula de alimentación se activa. El agua residual contenida en el depósito superior fluye por gravedad a través de la conducción de goma hasta el interior del reactor biológico, entrando por una de las bocas de la tapa del mismo. La electroválvula se mantiene abierta un tiempo suficiente para asegurar que el reactor biológico se llene. Cuando se llega al nivel de líquido máximo en el reactor biológico, el agua toca la sonda de nivel situada en la tapa del reactor, cerrando un circuito eléctrico por contacto con la sonda de nivel situada en el fondo del reactor biológico. Al cerrarse este circuito eléctrico se desactiva la electroválvula de alimentación impidiendo que siga entrando agua residual al reactor biológico.

Rebosadero para la salida de agua tratada: De acuerdo con el modo de funcionamiento discontinuo secuencial, una vez finalizada la reacción, se para tanto la agitación como la aireación y se produce la sedimentación del fango en el reactor biológico. El agua tratada es descargada a través del rebosadero situado en la parte inferior del reactor conectado a una electroválvula de solenoide. Este rebosadero está situado de modo que su parte superior se encuentra por encima del nivel que alcanza el fango activo una vez que ha sedimentado, descargando, de este modo, únicamente agua tratada. La descarga del agua tratada se realiza por gravedad cuando la electroválvula de vaciado se activa, dejando de presionar la conducción.

Temporizador: Un temporizador modelo “Agronic-1000” activa las distintas funciones de la unidad en el momento preciso. El temporizador actúa sobre las electroválvulas de entrada y salida, el motor de agitación, el compresor de aire y el termostato. De este modo se consigue hacer funcionar la unidad mediante ciclos secuenciales que se describirán en el apartado 4.4.1. *Generación del inóculo*.

3.4 RESPIRÓMETRO ELECTROLÍTICO

En este trabajo se utiliza la técnica de respirometría de fangos activos para la determinación de los parámetros cinéticos y estequiométricos del sistema biológico, y para el cálculo de demandas de oxígeno. Para ello se usa un respirómetro electrolítico (Bioscience, modelo BI-1000), que pertenece al grupo de respirómetros discontinuos cerrados cuyo funcionamiento se basa en principios manométricos (Villaseñor, 1998) y que consta de ocho unidades de reacción, un módulo central, un baño termostatzado y

un ordenador. En las figuras 3.5 y 3.6 se muestran una fotografía del equipo completo y un esquema de una unidad de reacción respectivamente.

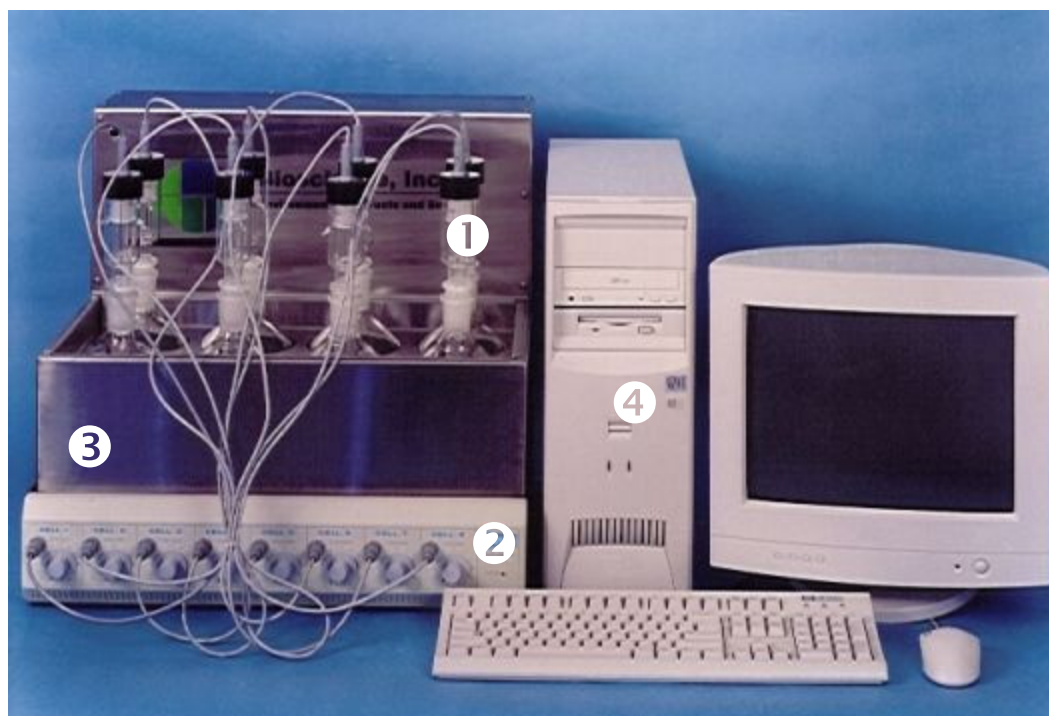
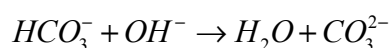
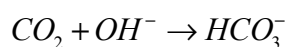


Figura 3.5. Respirómetro electrolítico. (1) Unidad de reacción, (2) módulo central, (3) baño termostatzado, (4) ordenador.

Cada unidad de reacción está formada por las siguientes partes:

Botella de vidrio: La botella de vidrio tiene un volumen de 1.25 L y una boca esmerilada donde se acopla la ampolla de vidrio. En esta botella se ponen en contacto el agua residual y el fango activo.

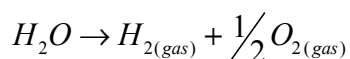
Ampolla de vidrio: La ampolla de vidrio presenta un borde esmerilado en el que se acopla la celda electrolítica. Tiene dos pequeños orificios laterales para comunicación con la fase gas de la botella. En esta ampolla se introduce un papel de fibra de vidrio plegado y empapado en una solución de KOH al 45% cuya función es absorber el CO₂ producido al metabolizar el sustrato y los nutrientes de la muestra, y transformarlo en carbonatos según la secuencia de reacciones que se presenta a continuación.



3. Instalación Experimental

De este modo se evita la sobrepresión ejercida por el CO₂, que interferiría en la determinación del consumo de oxígeno al metabolizar el sustrato y los nutrientes de la muestra.

Celda Electrolítica: La celda electrolítica se encarga de la generación de oxígeno. Está compuesta por un cuerpo de vidrio que contiene el electrolito (disolución de ácido sulfúrico de concentración 1N), y una tapa esmerilada a la que se conecta el soporte de los electrodos y la conexión al módulo central. Cuando la celda electrolítica se activa, la corriente eléctrica pasa a través del electrolito entre los dos electrodos sumergidos. Esta corriente eléctrica hidroliza el agua presente en el electrolito produciendo oxígeno en el electrodo positivo (ánodo) e hidrógeno en el electrodo negativo (cátodo).



El oxígeno se produce en el interior de la celda electrolítica, entrando en contacto con la fase gas de la botella de vidrio. La transferencia de oxígeno a la fase líquida, se favorece debido al vórtice producido por la agitación. El hidrógeno se produce en la parte exterior de la celda electrolítica, siendo liberado a la atmósfera.

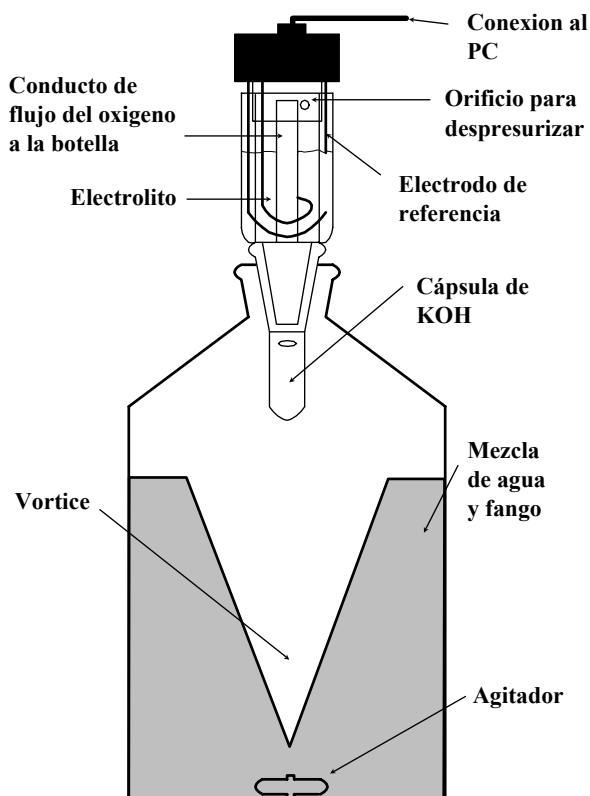


Figura 3.6. Unidad de reacción del respirómetro electrolítico.

Cable de conexión: A través de un cable se realiza la transmisión de los datos de temperatura y producción de oxígeno al módulo central, estos datos son posteriormente transmitidos a un ordenador donde son almacenados.

El módulo central contiene los componentes electrónicos necesarios para la generación de oxígeno, indicadores de presión y temperatura, control de temperatura y de velocidad de agitación. Este módulo tiene capacidad para funcionar con las ocho unidades de reacción simultáneamente mediante los correspondientes sistemas de agitación magnética.

En el baño termostatzado, situado encima del módulo central, se colocan las botellas, en una posición coincidente con la de los motores de agitación magnética que se encuentran dentro del módulo central. El baño lleva incorporado un termopar y una bomba de recirculación interna del agua, para hacerla circular a través de los sistemas de calefacción o refrigeración de la misma.

El ordenador posee el programa informático correspondiente y los componentes electrónicos (tarjeta de adquisición de datos) suministrados por el fabricante, para realizar todas las funciones del equipo a través del mismo y almacenar los datos de temperatura y producción de oxígeno.

MATERIALES Y PROCEDIMIENTOS EXPERIMENTALES

4.1 AGUA RESIDUAL

Este trabajo consta básicamente de dos partes:

1. Investigación a escala de planta piloto.
2. Investigación a escala de laboratorio.

siendo la composición del agua residual la principal variable en estudio. Esto ha originado la necesidad de trabajar con diferentes tipos de agua residual, en función de los objetivos deseados en cada uno de los experimentos. A continuación se realiza una descripción de cada uno de estos tipos de agua residual.

4.1.1 AGUA RESIDUAL URBANA REAL

En esta investigación, se ha utilizado agua residual real de origen urbano, procedente del municipio de Ciudad Real. Esta agua presenta las características típicas de las aguas residuales urbanas generadas en nuestro país. El agua residual llega a través de la red de saneamiento hasta la EDAR de Ciudad Real, tras recorrer un colector de unos 8 Km aproximadamente, y una vez allí puede ser conducida hasta la planta piloto desde diferentes puntos, tal y como se indicó anteriormente (apartado 3.2 *Emplazamiento y puesta a punto*):

- Agua residual procedente del canal Parshall. En este punto, el agua ya ha sido sometida a una serie de pretratamientos físicos en la EDAR, que son:
 - a. Separación de grandes sólidos.
 - b. Desbaste en rejillas de gruesos y de finos.
 - c. Desarenado y desengrasado.

Con esta serie de operaciones se obtiene un agua residual que carece de sólidos de tamaño superior a los 200 μm , con lo que ha sido retirada gran parte de la contaminación que se presenta en el agua en forma particulada, tanto de características orgánicas como inorgánicas, así como las grasas.

- Agua residual procedente de la decantación primaria. Además de los tratamientos anteriormente indicados, esta agua ha sido sometida a un proceso de sedimentación. En este proceso se elimina la materia orgánica, el fósforo y el

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

nitrógeno asociado a los sólidos suspendidos sedimentables. Esto hace que sea un agua residual con un contenido en sólidos muy bajo, en la que la mayor parte de la contaminación se presenta en forma soluble.

Durante la mayor parte de la investigación, el agua residual básica alimentada a la planta piloto se obtuvo mezclando al 50% en volumen agua residual procedente del canal Parshall y agua residual procedente de la decantación primaria. Las características típicas del agua residual urbana real así obtenida se presentan en la tabla 4.1. Debido a la inevitable variación de las características del agua residual (dentro de los límites establecidos en la tabla 4.1), cada experimento realizado a escala piloto recibió agua con ligeras modificaciones. Las tablas de resultados (apartado 5. *Resultados experimentales*) incluyen un análisis de las características exactas del agua residual recibida en cada uno de los experimentos.

Tabla 4.1. Valores típicos de los parámetros del agua residual urbana real alimentada a la planta piloto.

Parámetro	CONCENTRACIÓN (mg/L)			
	Máxima	Mínima	Media	Desviación típica
C _{DBO5}	351	163	248	47
C _{DQO}	1091	214	527	254
X _{SS}	436.5	64.0	178.5	75.8
C _{PT}	23.4	7.2	13.6	3.9
C _{NT}	44.5	14.25	27.5	9.5

4.1.2 AGUA RESIDUAL URBANA REAL MODIFICADA

Tanto para la realización de los experimentos a escala planta piloto, en los que se estudió la influencia de los vertidos industriales al agua residual urbana básica, como para el mantenimiento del proceso a escala de laboratorio (apartado 4.4.3a), se utilizaron diferentes tipos de *agua residual urbana real modificada*.

Cada uno de estos tipos de agua residual se obtiene añadiendo al agua residual urbana real básica, tabla 4.1, un aporte de contaminación adicional de dos maneras diferentes:

1. *Aportes reales incontrolados.* Estos aportes son fundamentalmente vertidos industriales reales, principalmente procedentes de industrias agroalimentarias. Son vertidos que se realizan en épocas determinadas del año a la red de saneamiento de Ciudad Real, y se deben a la puesta en funcionamiento de instalaciones industriales de actividad productiva estacional.
2. *Aportes artificiales provocados de manera controlada.* Estos aportes se realizan al agua residual urbana real básica para modificar su composición, de modo que ésta se ajuste a las características deseadas para cada uno de los experimentos. Para obtener esta modificación se adiciona al agua residual urbana real, utilizada como base (tabla 4.1), una cantidad perfectamente conocida del aporte sintético que es preparado en el laboratorio. Estos aportes orgánicos y su relación S_{DQO}/S_{DBO5} característica se presentan en la tabla 4.2.

Tabla 4.2. Aportes orgánicos artificiales utilizados en la instalación a escala piloto y relación S_{DQO}/S_{DBO5} característica.

Aporte	S_{DQO}/S_{DBO5}
Agua residual de industrias queseras	2.0
Agua residual de industrias lácteas	1.5
Agua residual de industrias vitivinícolas	1.3

4.1.3 AGUA RESIDUAL SINTÉTICA

El agua residual, utilizada tanto para la generación del inóculo (apartado 4.4.1) como en los experimentos discontinuos de laboratorio (apartado 4.4.3b) es de naturaleza sintética. Ésta se prepara a partir de agua de red u osmotizada respectivamente, a la que se añade un conjunto de nutrientes inorgánicos y un sustrato orgánico, variando la naturaleza de este último en función del objetivo del experimento.

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

En la tabla 4.3 se presentan las características comunes de los diferentes tipos de agua residual sintética preparada de este modo. A la base inorgánica común se le adicionó en cada experimento la cantidad del sustrato orgánico deseado hasta alcanzar una concentración final de S_{DQO} en el agua de 300 mg/L.

Tabla 4.3. Composición inorgánica común en las aguas residuales sintéticas.

<u>Composición media del agua de red</u>	
Componente	Concentración (mg/L)
P- PO_4^{3-} (mg P/L)	0.03
N- NO_3^- (mg N/L)	1 – 3
HCO_3^- (mg/L)	50
Ca^{2+} (mg/L)	25 – 30
Mg^{+2} (mg/L)	8 – 10
Dureza total (mg/L CaCO_3)	100 – 120
<u>Nutrientes inorgánicos utilizados</u>	
Componente	Concentración (mg/L)
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	74.2
KH_2PO_4	44.5
NaHCO_3	115.0
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	50.0
CaCl_2	30.0
$(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2$	3.0

Todos los componentes del agua residual urbana sintética se encuentran en forma soluble, ya que se intenta simular las características típicas del agua residual real a la entrada del reactor biológico de una EDAR, donde, previamente, ha pasado a través de una serie de tratamientos físico-químicos de separación de las grasas y aceites y del material particulado. Las concentraciones de los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} y Fe^{2+} usadas en la formulación del agua residual sintética, así como el pH utilizado, son tales que no existe precipitación de fosfatos en el medio, lo que es fundamental en este trabajo para evitar la eliminación de fósforo mediante fenómenos químicos. Los compuestos orgánicos utilizados para el aporte de carbono a los diferentes tipos de agua residual sintética han sido los que se presentan en la tabla 4.4.

Tabla 4.4. Aportes orgánicos artificiales utilizados en los experimentos a escala laboratorio y relación S_{DQO}/S_{DBO5} característica.

Aporte	S_{DQO}/S_{DBO5}
Agua residual de industrias queseras	2.0
Agua residual de industrias lácteas	1.5
Agua residual de industrias vitivinícolas	1.3
Agua residual de industrias cárnicas	14.9
Agua residual de industrias del procesado del tomate	1.5
Agua residual de industrias del procesado de la patata	1.4
Agua residual de industrias azucareras de remolacha	1.8

4.2 FANGO ACTIVO

En esta investigación se utilizó fango aclimatado para la eliminación biológica de nutrientes, en dos instalaciones diferentes (escala piloto y escala laboratorio, apartados 3.1 y 3.3 respectivamente). En ambos casos se tomó como partida fango activo procedente de EDAR convencional, cuyas características más importante se muestran en la tabla 4.5.

Tabla 4.5. Características del fango de partida.

Parámetro	Valor
X_{SST} (mg/L)	1458 (358)
% SSV	92 (3)
X_{PT}	2.4 (0.2)
TRC (d)	16

Debido a que este fango no posee la capacidad de eliminar nutrientes de un modo biológico, fue necesario un periodo previo de aclimatación hasta conseguirla. Tanto la aclimatación como el mantenimiento posterior del fango aclimatado se realizó en las dos instalaciones indicadas anteriormente:

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

- a) En el laboratorio, el fango activo se sometió a la configuración de proceso A/O mediante funcionamiento discontinuo secuencial (apartado 2.6 *Procesos para la eliminación biológica de nutrientes*).
- b) En la planta piloto, el fango activo se sometió a la configuración de proceso (VIP) Virginia Initiative Plant, (apartado 2.6 *Procesos para la eliminación biológica de nutrientes*), mediante funcionamiento en continuo.

En las tablas de resultados se indican además de las características concretas del agua residual utilizada en cada experimento, las del fango activo utilizado en los mismos.

4.3 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA Y DEL FANGO ACTIVO

4.3.1 TOMA Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS

Durante la realización de los experimentos se tomaron muestras del agua residual, del fango activo del interior de los reactores y del agua tratada, en puntos intermedios del proceso de tratamiento y a la salida.

Para analizar las características del agua en puntos intermedios del tratamiento biológico, se tomaron muestras que fueron filtradas inmediatamente a través de un filtro de microfibra de vidrio borosilicatado (Millipore), de este modo se separan los microorganismos presentes en el fango activo del agua.

El agua tratada también se filtra para evitar interferencias por un posible arrastre de fango mal sedimentado en la etapa de decantación posterior a la reacción. A continuación, las muestras filtradas fueron analizadas. Aquellas que no fueron analizadas inmediatamente después de ser tomadas, se almacenaron a 4°C con las precauciones necesarias para su conservación según indican los métodos normalizados de análisis (APHA, 1998).

Para analizar las características del fango es necesario realizar la toma de muestras por duplicado, siendo filtrada únicamente una de las muestras. Por diferencia entre los valores de las concentraciones de los diferentes parámetros analizados para cada una de las muestras (filtrada y no filtrada), se determinan las características del fango utilizado.

4.3.2 TECNICAS ANALÍTICAS CONVENCIONALES

Las medidas de una parte de los parámetros que caracterizan las muestras de agua y fango se realizan de acuerdo con los métodos normalizados de análisis (APHA,1998). A estas medidas se las ha denominado *convencionales* por tratarse de técnicas muy utilizadas en el análisis de aguas.

A continuación se especifican los parámetros medidos en esta investigación y las técnicas usadas en cada caso:

- Sólidos en suspensión, (X_{SS}): Norma 2540 D (Sólidos en suspensión secados a 103–105°C).
- Sólidos Suspendidos Volátiles, (SSV): Norma 2540 E (Sólidos fijos y volátiles incinerados a 550°C).
- DQO: Norma 5220 D. (Digestión a reflujo cerrado y análisis colorimétrico).
- DBO₅: Adaptación de la Norma 5210 (Método de dilución) al método manométrico.
- Fósforo Total: Norma 4500 PE (Digestión ácida con persulfato potásico y método colorimétrico del ácido ascórbico) (0-3.5 mg PO_4^{3-} /L).
- Fósforo Total: Norma 4500 PC (Digestión ácida con persulfato potásico y método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico) (0-100 mg PO_4^{3-} /L).
- Fósforo hidrolizable en medio ácido: Norma 4500 PC (Hidrólisis ácida suave y método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico).
- Orto-fosfato: Norma 4500 PE (Método colorimétrico del ácido ascórbico) (0-3.5 mg PO_4^{3-} /L).
- Orto-fosfato: Norma 4500 PC (Método colorimétrico del molibdovanadato) (0-100 mg PO_4^{3-} /L).
- Nitrógeno Total: Norma 4500 E (Digestión con persulfato potásico y método colorimétrico de reducción de cadmio).
- $SN-NH_4^+$: Método del salicilato. (Reacción del nitrógeno amoniacal con cloro y salicilato para dar 5-aminosalicilato que es oxidado formando un compuesto de color azul).
- $SN-NO_3^-$: Método del ácido cromotrópico. (Reacción del nitrato con ácido cromotrópico en condiciones ácidas para dar un complejo de color amarillo).
- $SN-NO_2^-$: Norma 4500- NO_2^- B (Método colorimétrico).

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

- Índice Volumétrico de Fangos (IVF): Norma 2710 D.
- Oxígeno disuelto (S_{O_2}): Mediante electrodo selectivo.
- pH: Mediante electrodo selectivo.

Además de estas técnicas analíticas convencionales, se utilizaron otras herramientas para la caracterización del agua residual. Estas técnicas son:

1. Respirometría electrolítica.
2. Caracterización del agua residual según las directrices marcadas por la Fundación Holandesa de Investigaciones Aplicadas al Agua (STOWA).

Debido al carácter menos conocido de estas últimas técnicas analíticas así como a su importancia en este trabajo, se describen con más detalle en los apartados que se presentan a continuación.

4.3.3 CARACTERIZACIÓN MEDIANTE RESPIROMETRÍA ELECTROLÍTICA

El objetivo de los ensayos respirométricos realizados en este trabajo ha sido determinar la concentración de productos de fermentación (S_A) de un agua residual, y a partir de ahí, la fracción muy fácilmente biodegradable de la DQO (DQOfb) de dicha agua residual. Para ello, se parte de una mezcla de agua residual, con una concentración de sustrato orgánico conocida, y fango activo, y se aplica el siguiente procedimiento:

Montaje del equipo: En cada botella se carga una muestra de agua residual y fango. Se aplica una agitación enérgica que permite la formación de un vórtice amplio para conseguir la transferencia de oxígeno de la fase gas al líquido. La botella se cierra con la ampolla de vidrio, dentro de la cual va un algodón empapado en KOH al 45%, y encima se acopla la celda electrolítica. La celda lleva una solución de ácido sulfúrico 1 N cuyo nivel llega justo a tocar el electrodo que actúa como sensor manométrico. Toda la unidad de reacción debe estar aislada de la atmósfera exterior, y para ello hay que girar la tapa de la celda cerrando el paso del aire, con una cantidad suficiente de grasa en las juntas esmeriladas.

Principio de funcionamiento: A medida que los microorganismos consumen la materia orgánica del agua se produce un descenso del nivel de oxígeno disuelto y una

transferencia del oxígeno de la fase gas al líquido. El CO₂ generado se atrapa en la cápsula con el KOH, y por consiguiente se produce una depresión en la atmósfera interior por el descenso en la presión parcial de oxígeno. Esta depresión desplaza el nivel de electrolito de la celda, de forma que cuando deja de tocar el sensor se activa la celda electrolítica, registrándose el consumo de oxígeno en la unidad de control.

El resultado de los ensayos es siempre un respirograma en el que se observa el consumo de oxígeno debido a la biodegradación aerobia de los contaminantes presentes en el agua residual a lo largo del tiempo. A continuación se presenta un ejemplo práctico de determinación de la concentración de productos de fermentación (S_A) de un agua residual.

Determinación de la concentración de productos de fermentación (S_A) y de la fracción muy fácilmente biodegradable de la DQO de un agua residual

Para la realización de estos experimentos de caracterización, se mezcla el fango con una cantidad de agua residual de volumen y DQO conocidos en una botella del respirómetro electrolítico, de forma que simulamos la misma mezcla que se produce en el reactor de un proceso de tratamiento biológico de aguas con fangos activos. Es necesario realizar un experimento en blanco en el que se mida el consumo de oxígeno exclusivamente por mantenimiento endógeno de la biomasa, que se prepara igual que el descrito anteriormente, siendo su única diferencia la ausencia de sustrato orgánico en el agua. En la figura 4.1a se muestran a modo de ejemplo los resultados de dos experimentos, en los que pueden observarse los consumos de oxígeno que generan los dos sistemas, es decir, el sistema formado por el fango activo y el agua residual, por un lado, y el sistema formado por el fango activo y un agua libre de compuestos orgánicos (experimento en blanco) por otro lado. Asimismo se representa la diferencia entre ambas curvas en cada instante, lo que indica el consumo de oxígeno debido exclusivamente a la oxidación de la materia orgánica de la muestra de agua residual. Este consumo de oxígeno es debido a la oxidación de los sustratos presentes en el agua residual, que como veremos en el apartado 4.3.4a *Cálculo de las fracciones de la DQO* podemos dividirlos en dos grupos: productos de fermentación (S_A) y sustratos fermentables (S_F).

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

En la figura 4.1b se representa de nuevo el consumo de oxígeno generado exclusivamente por la oxidación de la materia orgánica de la muestra de agua residual, y su derivada, es decir, la velocidad de consumo de oxígeno correspondiente. Se observa que la curva de velocidad de consumo de oxígeno presenta dos etapas. Durante la primera de las etapas se produce la degradación aerobia tanto de los productos de fermentación como de los sustratos fermentables. Una vez degradados todos los productos de fermentación, finaliza la primera etapa y comienza la segunda, en la que se continúan degradando únicamente los sustratos fermentables. Identificando el consumo de oxígeno correspondiente a cada una de las etapas es posible determinar, por diferencia, el consumo de oxígeno correspondiente únicamente a la degradación de los productos de fermentación. La primera etapa se caracteriza por el rápido consumo de oxígeno que se produce, siendo la velocidad de consumo en la segunda etapa mucho más lento. En la figura se ha señalado con dos flechas verticales el punto a partir del cual se considera que acaba la primera fase, oxidación de todos los productos de fermentación. Por lo tanto, podemos determinar la cantidad de oxígeno disuelto empleado en la oxidación de los productos de fermentación por diferencia entre el consumo de oxígeno de la primera y la segunda etapa. Esta medida informa sobre la biodegradabilidad aerobia de los compuestos orgánicos contenidos en el agua residual. Finalmente, si conocemos el coeficiente estequiométrico de generación de microorganismos heterótrofos (Y_H) del proceso, que puede determinarse siguiendo la metodología descrita en bibliografía (Villaseñor, 1998; De Lucas y col., 2001), se puede determinar la concentración de S_A , correspondiente a los productos de fermentación del agua residual utilizada, utilizando la ecuación 4.1:

$$S_A = \frac{O_2 \text{ consumido}}{(1 - Y_H)} \quad [4.1]$$

A partir de esta medida y conociendo la DQO total inicial, se puede calcular la fracción muy fácilmente biodegradable de la DQO (DQOfb) correspondiente a la materia orgánica contenida en el agua en el momento de comenzar el experimento (Villaseñor, 1998; Cañizares y col., 1999).

$$DQOfb = \frac{S_A}{DQO} \cdot 100 \quad [4.2]$$

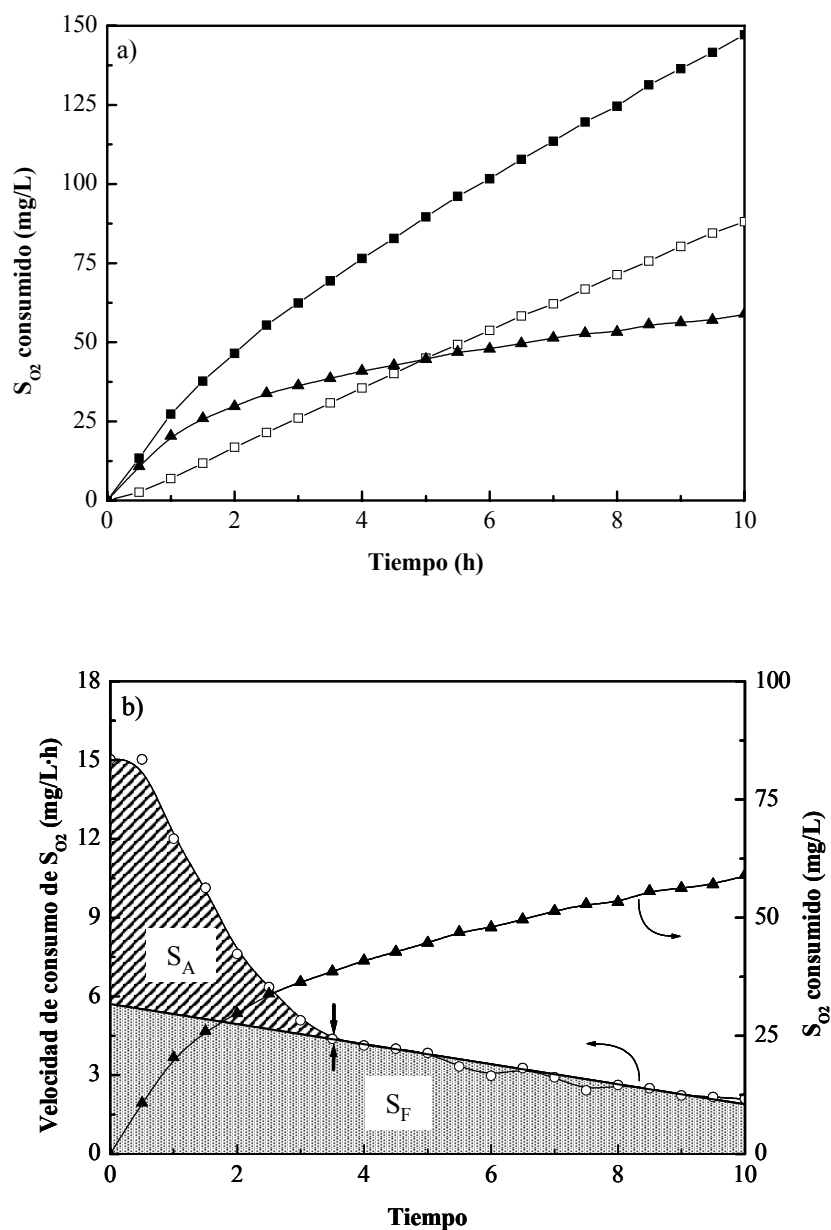


Figura 4.1. Resultado de un experimento respirométrico utilizado para determinar las concentraciones de productos de fermentación (S_A) y sustratos fermentables (S_F) de un agua residual.

- Consumo de oxígeno por el Fango (experimento en blanco).
- Consumo de oxígeno Total.
- ▲- Consumo de oxígeno exclusivo para la degradación de los sustratos.
- Velocidad de consumo de oxígeno.

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

4.3.4 CARACTERIZACIÓN SEGÚN LAS DIRECTRICES “STOWA”

Para poder aplicar modelos matemáticos con objeto de realizar la simulación de procesos de tratamiento biológico de aguas residuales y obtener unos resultados correctos, es necesario realizar una caracterización exhaustiva de los diferentes componentes presentes en el agua residual. Por ello, la Fundación Holandesa de Investigaciones Aplicadas al Agua (STOWA), ha desarrollado recientemente un procedimiento normalizado de caracterización del agua residual, que está teniendo una buena aceptación en la comunidad científica (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002). Este procedimiento está basado en un método físico-químico de fraccionamiento de la DQO, el fósforo y el nitrógeno, combinado con un método de análisis de la DBO con el que se determinan las fracciones biodegradables de la DQO.

Para realizar la caracterización de la composición del agua residual, según dicha metodología, es necesario en primer lugar, conocer el valor de los parámetros que se presentan en la tabla 4.6.

Tabla 4.6. Parámetros que deben ser medidos para realizar la caracterización del agua residual.

<u>Agua residual influente</u>	
Símbolo	Nombre
C_{DQO} (mg/L)	DQO total
C_{DBO} (mg/L)	DBO total
S_{DQO} (mg/L)	DQO soluble
S_A (mg/L)	Productos de fermentación solubles
S_{P-PO_4} (mg/L)	Fósforo en forma de ortofosfato soluble
S_{N-NH_4} (mg/L)	Nitrógeno amoniacal soluble
S_{N-NO_3} (mg/L)	Nitrógeno en forma de nitratos soluble
<u>Agua residual efluente</u>	
Símbolo	Nombre
S_{DQO} (mg/L)	DQO Soluble
C_{DBO} (mg/L)	DBO Total

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

A partir de estos parámetros, y basándonos en unos cálculos sencillos que se presentan a continuación, es posible determinar la concentración de cada uno de los componentes solubles y particulados que caracterizan el agua residual según las directrices marcadas por STOWA (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Caracterización del agua residual según STOWA.

Componentes solubles		
<i>Símbolo</i>	<i>Nombre</i>	<i>Unidad</i>
S_F	Fracción Fermentable de la DQO	g DQO/m ³
S_A	DQO en forma de productos de fermentación	g DQO /m ³
S_{N-NH_4}	Nitrógeno amoniacal soluble	g N/m ³
S_{N-NO_3}	Nitratos y nitritos solubles	g N/m ³
S_{P-PO_4}	Fósforo soluble	g P/m ³
S_I	DQO soluble inerte	g DQO/m ³
S_{ALC}	Alcalinidad	mol/m ³
Componentes particulados		
<i>Símbolo</i>	<i>Nombre</i>	<i>Unidad</i>
X_I	DQO particulada inerte	g DQO/m ³
X_S	DQO particulada lentamente biodegradable	g DQO/m ³
X_H	Biomasa heterótrofa	g DQO/m ³
X_{PAO}	Biomasa PAO	g DQO/m ³
X_{PP}	Polifosfato	g P/m ³
X_{PHA}	Polihidroxialcanoatos	g DQO/m ³
X_{GLU}	Glucógeno	g DQO/m ³
X_{AUT}	Biomasa autótrofa	g DQO/m ³
X_{GAO}	Biomasa GAO	g DQO/m ³
X_{SS}	Sólidos suspendidos en el fango	g SS/m ³

Como puede verse en la tabla 4.7, con esta caracterización del agua residual, se determinan además de las concentraciones de nitrógeno (en forma amoniacal y oxidada) y fósforo, las concentraciones de todas las fracciones de la DQO presentes en el agua residual. Estas fracciones de la DQO se clasifican esquemáticamente en la figura 4.2.

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

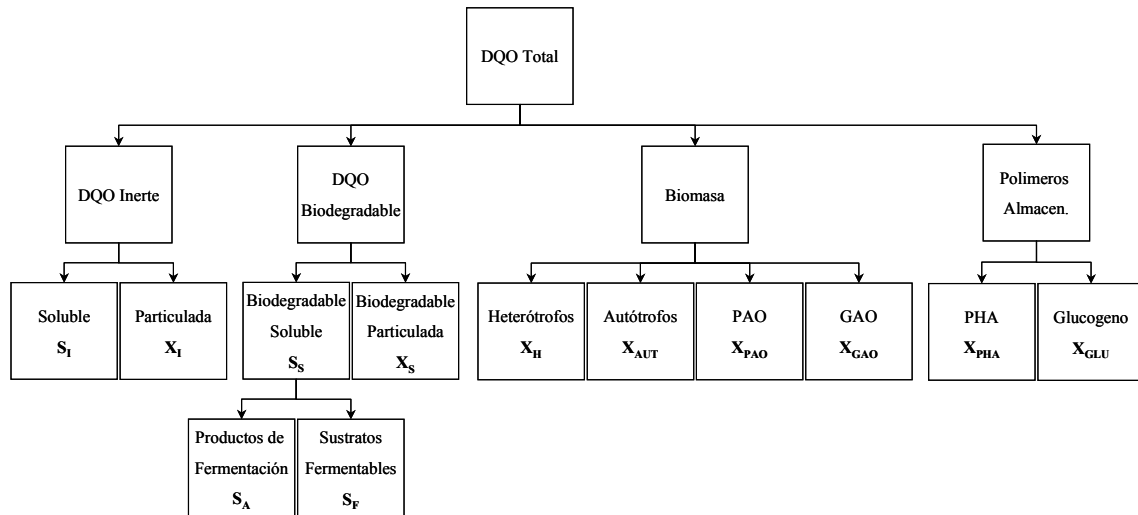


Figura 4.2. Fraccionamiento de la DQO.

a) Cálculo de las fracciones de la DQO

La DQO total se determina realizando el análisis normalizado, Norma 5220 D, (APHA, 1998). La DQO total podemos expresarla mediante la siguiente ecuación:

$$C_{DQO} = S_A + S_F + S_I + X_I + X_S + X_H + X_{AUT} + X_{PAO} + X_{GAO} + X_{PHA} + X_{GLU} \quad [4.3]$$

Las fracciones X_H , X_{AUT} , X_{PAO} y X_{GAO} son generalmente tan pequeñas en el agua residual influente que pueden ser despreciadas con respecto a la DQO total. El hecho de despreciar la biomasa presente en el agua residual influente se ve reforzado por la teoría según la cual la diversidad bacteriana en un fango activo es producto del proceso de selección de los microorganismos por las condiciones del sistema, más que por los microorganismos presentes en el inóculo (Curtis y col., 1998). Debido a estas simplificaciones podemos expresar la DQO total del agua residual como:

$$C_{DQO} = S_A + S_F + S_I + X_I + X_S \quad [4.4]$$

Los productos de fermentación (S_A), que son productos muy fácilmente biodegradables, presentándose una gran parte de los mismos en forma de ácidos grasos volátiles, se determinan mediante diferentes técnicas de análisis. En esta investigación, la determinación de la fracción S_A de la DQO se ha realizado mediante respirometría electrolítica. La DQO soluble inerte (S_I) se determina mediante las ecuaciones que se

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

proponen a continuación. Cabe destacar que, en función de las características de las aguas residuales, se han utilizado las ecuaciones 4.5 y 4.6 para obtener la fracción (S_I) presente en el agua residual para los casos de alta y baja carga respectivamente.

$$S_I = 0.9 \cdot S_{DQO, Efluente} - 1.5 \cdot C_{DBO_5, Efluente} \quad [4.5]$$

$$S_I = 0.9 \cdot S_{DQO, Efluente} \quad [4.6]$$

Para determinar la fracción biodegradable soluble de la DQO (S_S), es necesario determinar previamente la S_{DQO} , por lo que se filtra la muestra a través de un filtro de fibra de vidrio de 45 μ m y se determina la DQO por medida clásica. La S_{DQO} comprende las fracciones que se presentan en la ecuación 4.7.

$$S_{DQO} = S_A + S_F + S_I \quad [4.7]$$

Teniendo en cuenta que tanto la fracción inerte como las biodegradables pasan a través del filtro, la fracción biodegradable (S_S) puede ser determinada por diferencia.

$$S_S = S_{DQO} - S_I \quad [4.8]$$

La fracción (S_F) se determina por diferencia entre la concentración de sustratos biodegradables solubles (S_S) y la concentración de productos de fermentación (S_A) presentes en el agua residual.

$$S_F = S_S - S_A \quad [4.9]$$

Como ya se ha visto, la DQO biodegradable total (BDQO) presente en el agua residual influente es la suma de la DQO fácilmente biodegradable soluble (S_S) y la fracción particulada lentamente biodegradable (X_S). Según las directrices que estamos siguiendo, la BDQO se determina mediante un análisis de la DBO de diez días de duración como mínimo. El ensayo de la DBO debe realizarse con las muestras sin filtrar e inhibiendo la nitrificación con Alil-tiourea (ATU). Como inóculo deben utilizarse microorganismos del reactor biológico de la EDAR cuya agua residual se está caracterizando. Durante el ensayo se toman al menos 5 datos entre los días primero y décimo, prestando una atención especial a los resultados obtenidos durante los primeros

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

días. La DBO total, denominada habitualmente DBO última o DBO a tiempo infinito, se determina ajustando los datos experimentales a la ecuación 4.10.

$$DBO_t = DBO_{TOT} \cdot (1 - e^{-k_{DBO} \cdot t}) \quad [4.10]$$

El valor de la constante k_{DBO} depende, entre otros factores, de la naturaleza de los productos orgánicos presentes en el agua residual, que a su vez depende del tipo y la longitud de la red de saneamiento, la fracción de aguas residuales industriales aportadas a la corriente de agua residual y los pretratamientos aplicados. Durante el ensayo prolongado de la DBO se produce el crecimiento de biomasa y su muerte, esto hace que parte de la DQO biodegradable inicial contenida en la muestra se convierta al final en DQO inerte. Por tanto, la concentración inicial de BDQO debe ser superior a la determinada con el parámetro DBO_{TOT} . Esto se corrige teniendo en cuenta el factor de corrección f_{DBO} , cuyos valores típicos se sitúan entre 0.1 y 0.2 (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002), lo que está en concordancia con la fracción de la DQO inerte producida en el fenómeno de lisis celular descrita en los modelos ASM (Henze y col., 1995b y 1999).

$$BDQO = \frac{1}{1 - f_{DBO}} DBO_{TOT} \quad [4.11]$$

La fracción particulada de la DQO biodegradable (X_S) podemos determinarla a partir de los valores de la DQO biodegradable total (BDQO) y de la ya calculada fracción soluble de la misma, (S_S):

$$X_S = BDQO - S_S \quad [4.12]$$

Una vez determinadas todas las fracciones de la DQO, podemos obtener el valor de la DQO inerte particulada

$$X_I = C_{DQO} - S_S - S_I - X_S \quad [4.13]$$

b) Caracterización del contenido de Nitrógeno y Fósforo

En general, no es necesario realizar una caracterización tan exhaustiva para el caso del nitrógeno y el fósforo como para la materia orgánica (Henze y col., 1995b).

Esto es debido a que la mayor parte del nitrógeno presente en las aguas residuales se encuentra en forma amoniacal. Para el caso del nitrógeno orgánico, se utilizan relaciones fijas para cada una de las fracciones de la DQO. Este método de caracterización es suficiente para poder aplicar modelos matemáticos como el ASM2d (Henze y col., 1999).

Para el caso del fósforo, tampoco es necesario realizar una caracterización muy exhaustiva, ya que la concentración de fósforo soluble es, aproximadamente, el fósforo inorgánico soluble presente en el agua residual. El fósforo asociado a las diferentes fracciones de la DQO esta tabulado al igual que para el caso del nitrógeno (tabla 4.8).

Tabla 4.8. Fracciones de nitrógeno y fósforo en los componentes orgánicos del agua residual expresadas como g/g DQO.

NITRÓGENO			FÓSFORO		
<i>Símbolo</i>	<i>Fracción</i>	<i>Intervalo</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Fracción</i>	<i>Intervalo</i>
i_{NSF}	Nitrógeno en S_F	0.02-0.04	i_{PSF}	Fósforo en S_F	0.01-0.015
i_{NSI}	Nitrógeno en S_I	0.01-0.02	i_{PSI}	Fósforo en S_I	0.002-0.008
i_{NXI}	Nitrógeno en X_I	0.01-0.06	i_{PXI}	Fósforo en X_I	0.005-0.01
i_{NXS}	Nitrógeno en X_S	0.02-0.06	i_{PXS}	Fósforo en X_S	0.01-0.015

4.4 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

4.4.1 GENERACIÓN DEL INÓCULO

Para generar el inóculo de microorganismos adaptados a la eliminación biológica de nutrientes, que será utilizado como siembra en la planta piloto (figura 3.1) se utilizó

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

la instalación de fangos activos de laboratorio (figura 3.4). Esta instalación funcionó con un esquema de proceso A/O, mediante ciclos discontinuos secuenciales en los que el fango activo tomado de una EDAR convencional trataba cargas sucesivas del agua residual urbana sintética, cuyos componentes orgánicos principales eran glucosa y peptona. En la figura 4.3 se muestra un esquema de cada una de las etapas de un ciclo indicando la duración de cada una.

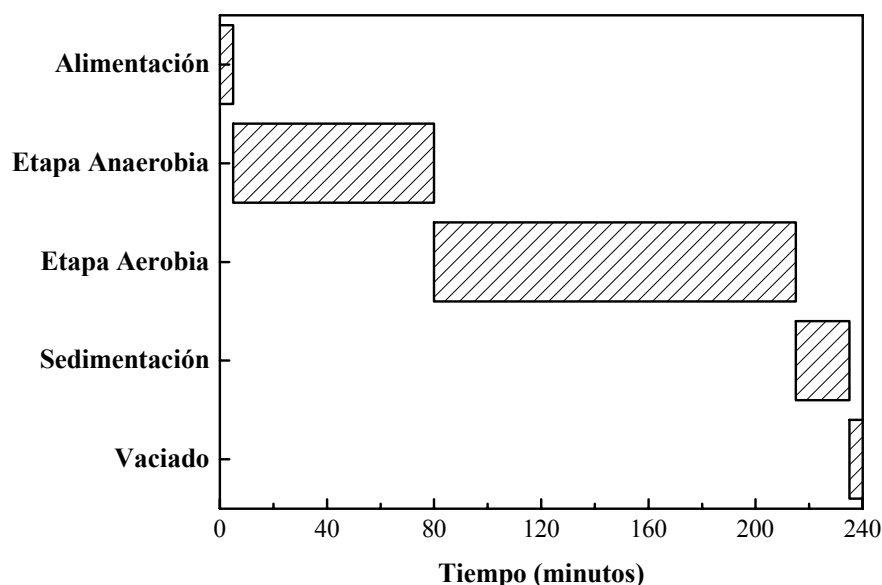


Figura 4.3. Duración de las etapas de un ciclo A/O.

A continuación se describen las operaciones de que consta cada uno de los ciclos discontinuos sucesivos.

1. Llenado de los reactores con el agua residual sintética

Al comienzo del ciclo el temporizador actúa sobre una electroválvula de pinza, permitiendo que entre el agua residual sintética y llene el reactor biológico hasta el volumen deseado.

2. Agitación de la mezcla de agua residual y fango activo (etapa anaerobia)

Una vez finalizada la etapa de llenado del reactor biológico, comienza la etapa anaerobia. Esta etapa tiene una duración de 1 hora y 15 minutos y se lleva a cabo con una agitación suave, de modo que se mantenga perfectamente homogeneizado el fango y el agua, y se minimice la transferencia de oxígeno de la atmósfera a la fase líquida.

3. Agitación y aireación de la mezcla de agua residual y fango activo (etapa aerobia)

Al finalizar la etapa anaerobia comienza la etapa aerobia, cuya duración es de 2 horas y 15 minutos. Esta etapa se realiza con una agitación suave para mantener perfectamente homogeneizado el fango y el agua y se suministra aire mediante un pequeño compresor. Se suministra un caudal de aire en exceso para asegurar que la concentración de oxígeno disuelto en el medio de reacción no sea un factor limitante en los procesos de degradación aerobia del agua residual urbana sintética.

4. Sedimentación del fango activo

Una vez finalizada la etapa aerobia, el temporizador desactiva tanto la agitación como la aireación. El sistema se mantiene en reposo durante 20 minutos de modo que el mismo reactor biológico funciona como decantador. Durante el proceso de sedimentación el fango activo y el agua residual urbana sintética se separan debido a su diferente densidad, quedando el fango activo en el fondo del recipiente.

5. Vaciado del agua tratada

Al finalizar el proceso de sedimentación el temporizador activa la electroválvula de salida del agua tratada, permitiendo que el agua tratada sea descargada a través del rebosadero situado en el interior del reactor biológico. Este rebosadero descarga 1.6 L de agua residual tratada al final de cada ciclo, de modo que la razón de recirculación de fangos queda fijada en 0.5 litros de fango recirculado por cada litro de agua residual urbana sintética alimentada al reactor.

El pH del sistema se autocontrola gracias a las características de tampón del agua residual urbana sintética alimentada y al controlador de pH del que dispone la instalación. La temperatura del sistema se controla durante todo el proceso con el agua termostatzada que circula por la camisa exterior de los reactores, siendo la temperatura de consigna 20°C. El tiempo de retención celular se controla mediante la purga de fangos en exceso, realizada de forma manual, a través del rebosadero una vez cada 24 h. Esta purga se realiza tomando el volumen correspondiente de la suspensión biológica del reactor unos minutos antes de pasar a la etapa de sedimentación. El tiempo de retención celular se redujo progresivamente desde un valor inicial de 40 días hasta llegar al valor final en estado estacionario de 6.7 días.

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

Alimentando mediante ciclos sucesivos el agua residual preparada diariamente, y realizando cada día la purga correspondiente, se consigue enriquecer el fango activo en todos los tipos de bacterias propias de esta clase de proceso, principalmente en bacterias PAO. Durante la operación del sistema es necesaria una limpieza periódica de las conducciones y las paredes de los depósitos de agua residual, para evitar el crecimiento de microorganismos en ellas. Analizando las características del agua tratada y del fango activo en días sucesivos se puede apreciar cuando se alcanza el estado estacionario. Una vez alcanzado éste, el cultivo está listo para ser utilizado como inóculo en la planta piloto.

4.4.2 EXPERIMENTACIÓN EN CONTINUO EN PLANTA PILOTO

El inóculo de microorganismos, producido a escala laboratorio, se utilizó para desarrollar el proceso en la planta piloto. La planta piloto se alimentó con agua residual urbana real (apartado 4.1.1 *Agua residual urbana real*) utilizando el esquema de proceso VIP en continuo, con unas condiciones de operación iniciales determinadas, hasta que se alcanzó un primer estado estacionario, momento en el que se puede comenzar a realizar los experimentos. A continuación se indica el procedimiento de trabajo en los dos grupos de experimentos realizados en la planta piloto:

- Optimización de las variables de operación.
- Influencia de los vertidos de agua residual industrial.

a) *Optimización de las variables de operación*

Para seleccionar las condiciones óptimas de operación del proceso se realizaron experimentos consistentes en tratamientos en continuo en estado estacionario del agua residual urbana básica de Ciudad Real (Tabla 4.1) utilizando diferentes condiciones de operación (tiempos de retención hidráulica en los compartimentos, razones de recirculación y tiempo de retención celular).

Como se ha comentado anteriormente, las características del agua residual urbana que llega a las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales varía en función de las características del agua residual vertida a la red de saneamiento. Por ello la composición

del agua residual influente a la EDAR dependerá de la estación del año, del día de la semana y de la hora (apartado 2.1 *El agua residual urbana*). Para minimizar este efecto, y mantener de este modo unas características homogéneas en el agua residual influente a la planta piloto durante la duración de cada uno de los experimentos, se utilizó un depósito de homogeneización (depósito A1, figura 3.1, apartado 3.1 *Planta piloto de fangos activos*). En este depósito, se homogeneizan las características del agua, minimizando las fluctuaciones debidas al perfil horario y diario, que presenta tanto la carga como la concentración de nutrientes del agua residual. Además, en esta etapa se controla tanto el pH como la temperatura del agua residual que es alimentada a la planta piloto.

Una vez homogeneizada el agua influente a la planta piloto, ésta es alimentada a un caudal constante de 56 L/h al reactor biológico, en el que tendrán lugar los procesos de degradación biológica de los contaminantes presentes en la misma. Para llevar a cabo el proceso de depuración se seleccionó la configuración VIP (*Virginia Initiative Plant*) por lo que se aplicaron las características de flujo mostradas en la figura 3.1 (apartado 3.1 *Planta piloto de fangos activos*).

El compartimento anaerobio funciona con una agitación tal que se mantenga el fango activo en suspensión pero sin que exista una turbulencia excesiva que favorezca la transferencia de oxígeno a la fase líquida. Todas las conducciones que llegan a este compartimento anaerobio deben realizar su vertido evitando el contacto con el aire y, por tanto, minimizando la posibilidad de transferencia de oxígeno entre las fases gaseosa y líquida. En el compartimento anóxico se deben tomar las mismas precauciones, de modo que la presencia de oxígeno disuelto en el seno del fluido sea mínima. En el compartimento aerobio, el agitador mantiene el fango activo en suspensión, y se regula la concentración de oxígeno disuelto mediante un controlador. Por último, la sedimentación del fango en el decantador cilíndrico de fondo cónico, se consigue evitando al máximo la turbulencia en el mismo y ayudando a la evacuación del fango concentrado por la salida inferior mediante el rascador, que funciona realizando ciclos de operación, de 5 segundos, controlados por un temporizador.

A continuación se indican las condiciones generales de operación, mantenidas durante todo el trabajo:

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

- Temperatura: es controlada en el tanque de homogeneización (A1), siendo el punto de consigna 20°C, de este modo se consigue que en el reactor se den temperaturas aproximadamente constantes entre los 14 y los 18°C.
- pH: este parámetro también es controlado en el tanque de homogeneización (A1). Controlando esta variable se evita la eliminación de fósforo por precipitación, además impide la entrada de aguas residuales en el reactor con pH excesivamente ácidos o básicos. El pH se mantuvo entre 7.2 y 7.6 en el tanque, manteniéndose igualmente en ese intervalo en el reactor.
- Oxígeno disuelto: esta variable se controla en el compartimento aerobio siendo el valor de su punto de consigna 2.0 mg/L.
- Recirculación de fangos del sedimentador: su caudal se ha mantenido constante durante toda la investigación, situándose su valor en el 50% del caudal influente.

Además de estas variables, que permanecen fijas durante los experimentos, hay otra serie de variables cuyos valores fueron objeto de optimización y se modificaron dentro de unos intervalos. Estas variables se presentan a continuación:

- Tiempo de retención celular: esta variable se controla mediante un temporizador que acciona una bomba peristáltica que realiza la purga de fangos en la conducción de salida del reactor aerobio. El intervalo de edades de fango estudiadas está entre 6 y 10 días.
- Tiempo de retención hidráulica: se determina en función de los volúmenes de cada uno de los compartimentos y del caudal de agua residual alimentado a la planta (56 L/h). En este trabajo los intervalos estudiados están entre 1 y 2 horas para los compartimentos anaerobios y anóxicos y entre 2 y 4 horas para el compartimento aerobio.
- Razones de recirculación: vienen definidas por los caudales suministrados por cada una de las bombas peristálticas encargadas de realizar las diferentes recirculaciones. En este trabajo varían entre el 55-320% del caudal influente para el caso de la recirculación del compartimento aerobio al anóxico y entre el 100-160% del caudal influente para la recirculación del compartimento anóxico al anaerobio.

Alimentando la planta piloto de un modo continuo con el agua residual real básica procedente del tanque de homogeneización, y manteniendo las variables en un valor determinado, se consigue mantener el sistema de fangos activos en régimen estacionario. La constancia de sólidos en suspensión en el reactor biológico y de las características del agua tratada son los parámetros que mejor indican hasta que punto se mantiene el régimen estacionario.

Los experimentos fueron orientados a estudiar la influencia de las variables anteriormente consideradas sobre el funcionamiento en continuo del proceso VIP. En cada uno de los experimentos se midió diariamente la concentración de diferentes parámetros en el agua residual alimentada, agua tratada y fango durante más de un mes, ofreciéndose como resultado del experimento el valor medio de cada parámetro medido durante el estado estacionario, e indicándose la desviación típica. Entre los distintos experimentos es necesario un tiempo de adaptación de los fangos a las nuevas condiciones de operación, que como mínimo era igual a dos veces el tiempo de retención celular elegido.

Finalmente, y en base a los resultados obtenidos, se seleccionaron las condiciones de operación óptimas para la eliminación biológica de nutrientes del agua residual urbana de Ciudad Real.

b) Influencia de los vertidos de agua residual industrial

Una vez optimizado el funcionamiento de la planta piloto se estudió la influencia de los vertidos de agua residual industrial sobre la eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales urbanas. Con este objetivo se realizaron experimentos, con las condiciones de operación seleccionadas en el apartado anterior, en los que se realizaron una serie de vertidos de naturaleza industrial. Como referencia se utilizó un experimento base con agua urbana sin modificar, que comprendía todo el periodo de tiempo en que no había vertidos industriales. Cada uno de los experimentos recibió un vertido concreto que se mantuvo durante un largo periodo de tiempo, modificándose así las características típicas del agua residual alimentada a la planta piloto según se indicó en el apartado 4.1.2 (*Agua residual urbana real modificada*). En cada uno de estos experimentos se midió la concentración de diferentes parámetros en el agua residual

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

alimentada, agua tratada en la planta piloto y fango activo, durante varias semanas en estado estacionario, ofreciéndose como resultado de cada experimento el valor medio de los parámetros correspondiente a esos días, e indicándose la desviación típica. Entre los distintos experimentos fue necesario un tiempo de adaptación de los fangos a las nuevas condiciones de operación (nuevo vertido), que como mínimo era igual a dos veces el tiempo de retención celular elegido.

A fin de modelizar el proceso estudiado y analizar matemáticamente la influencia de los vertidos sobre el funcionamiento del mismo, se utilizó un modelo matemático basado en el modelo ASM2d (Henze y col., 1999), en el que además se incluían los procesos microbiológicos correspondientes a las transformaciones realizadas por las bacterias GAO (Manga y col. 2001). En la tabla 4.9 se presentan los procesos microbiológicos descritos en el modelo, así como los microorganismos que los llevan a cabo, y la ecuación cinética representativa de cada proceso. Para realizar las simulaciones del proceso completo, se utilizó un simulador específico para el tratamiento de aguas, Aquasim 2.0 (Reichert, 1998). El significado de todos los parámetros del proceso, así como la estequiometría corresponden a lo indicado en bibliografía (Henze y col., 1999, Manga y col., 2001) y pueden consultarse en el apéndice.

En el modelo usado en este trabajo, obtenido a partir de la combinación del modelo ASM2d y el desarrollado por Manga y col., en 2001, para describir los procesos microbiológicos de las bacterias GAO, se realizaron las siguientes modificaciones:

- Inclusión de las bacterias PAO y GAO en los procesos de hidrólisis.
- Inclusión de la alcalinidad como variable en el proceso de acumulación aerobia de glucógeno por las bacterias GAO.
- Se despreciaron los procesos de desnitrificación realizados por las bacterias GAO.

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

Tabla 4.9. Procesos microbiológicos, ecuaciones cinéticas y tipos de microorganismos que actúan en el modelo matemático propuesto en este trabajo.

Proceso		Ecuación cinética (ρ_i)
Procesos de hidrólisis		
1	Hidrólisis aerobia	$K_h \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{LO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{X_s / X_H}{K_X + X_s / X_H} \cdot (X_H + X_{PAO} + X_{GAO})$
2	Hidrólisis anaerobia	$K_h \cdot \eta_{LNO_3} \cdot \frac{K_{LO_2}}{K_{LO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{LNO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_s / X_H}{K_X + X_s / X_H} \cdot (X_H + X_{PAO} + X_{GAO})$
3	Hidrólisis anóxica	$K_h \cdot \eta_{fe} \cdot \frac{K_{LO_2}}{K_{LO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{LNO_3}}{K_{LNO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_s / X_H}{K_X + X_s / X_H} \cdot (X_H + X_{PAO} + X_{GAO})$
Microorganismos heterótrofos (X_H)		
4	Crecimiento con S_F	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{HO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_{HF} + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{HNH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{HP} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot X_H$
5	Crecimiento con S_A	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{HO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_{HA} + S_F} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{HNH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{HP} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot X_H$
6	Desnitrificación con S_F	$\rho_6 = \rho_4 \cdot \eta_{HNO_3} \cdot \frac{K_{HO_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{HNO_3} + S_{NO_3}}$
7	Desnitrificación con S_A	$\rho_7 = \rho_5 \cdot \eta_{HNO_3} \cdot \frac{K_{HO_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{HNO_3} + S_{NO_3}}$
8	Fermentación	$q_{fe} \cdot \frac{K_{HO_2}}{K_{HO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{HNO_3}}{K_{HNO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot X_H$
9	Lisis	$b_H \cdot X_H$
Microorganismos PAO (X_{PAO})		
10	Almacenamiento X_{PHA}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_{PA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
11	Almacenamiento aerobio de X_{PP}	$q_{PP} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{PO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}}{K_{IPP} + K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
12	Almacenamiento anóxico de X_{PP}	$\rho_{14} = \rho_{13} \cdot \eta_{PNO_3} \cdot \frac{K_{PO_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{PNO_3} + S_{NO_3}}$
13	Crecimiento aerobio con X_{PHA}	$\mu_{PAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{PO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{PNH_4} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PN} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
14	Crecimiento anóxico con X_{PHA}	$\rho_{16} = \rho_{15} \cdot \eta_{PNO_3} \cdot \frac{K_{PO_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{PNO_3} + S_{NO_3}}$
15	Lisis de X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
16	Lisis de X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
17	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

Tabla 4.9. Procesos microbiológicos, ecuaciones cinéticas y tipos de microorganismos que actúan en el modelo matemático propuesto en este trabajo. (Continuación).

Proceso		Ecuación cinética (ρ_i)
Microorganismos autótrofos nitrificantes (X_A)		
18	Crecimiento	$\mu_A \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{NO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NNH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{NP} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{NALC} + S_{ALC}} \cdot X_A$
19	Lisis	$b_A \cdot X_A$
Precipitación de fósforo con hidróxido férrico $Fe(OH)_3$		
20	Precipitación	$k_{PRE} \cdot S_{PO_4} \cdot X_{MeOH}$
21	Redisolución	$k_{RED} \cdot X_{MeP} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
Microorganismos GAO (X_{GAO})		
22	Almacenamiento X_{PHA}	$q_{PHA}^{GAO} \cdot \frac{S_A}{K_{GA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{GLU}^{GAO} / X_{PAO}}{K_{GLU} + X_{GLU}^{GAO} / X_{PAO}} \cdot X_{GAO}$
23	Almacenamiento aerobio de X_{GLU}	$q_{GLU}^{GAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{GO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PHA}^{GAO} / X_{GAO}}{K_{PHA}^{GAO, GLU} + X_{PHA}^{GAO} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX, GLU}^{GAO} - X_{GLU}^{GAO} / X_{GAO}}{K_{IGLU} + K_{MAX, GLU}^{GAO} - X_{GLU}^{GAO} / X_{GAO}} \cdot X_{GAO}$
24	Crecimiento aerobio con X_{PHA}	$\mu_{GAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{GO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{GNH_4} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{GP} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PHA}^{GAO} / X_{GAO}}{K_{PHA}^{GAO, Crecimiento} + X_{PHA}^{GAO} / X_{GAO}} \cdot X_{GAO}$
25	Lisis de X_{GAO}	$b_{GAO} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{GAO}$
26	Lisis de X_{GLU}	$b_{GLU} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{GLU}^{GAO}$
27	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{PHA}^{GAO}$

Para hacer uso del modelo matemático desarrollado en este trabajo, a partir de los modelos propuestos por Henze y col., (1999) y Manga y col., (2001), fue necesario realizar una caracterización exhaustiva de los diferentes componentes del agua residual. Para ello se utilizó el procedimiento de caracterización propuesto en el apartado 4.3.4 *Caracterización según las directrices "STOWA"*. En la tabla 4.7 se presentaron los parámetros que caracterizan al agua residual influente, necesarios para realizar las simulaciones.

4.4.3 EXPERIMENTACIÓN EN LABORATORIO

a) Mantenimiento del proceso de fangos activos en laboratorio

Para realizar los experimentos discontinuos a escala de laboratorio (apartado 4.4.3b), fue necesario, en primer lugar, disponer de fango mantenido en estado estacionario bajo condiciones perfectamente controladas lo cual se consigue desarrollando el cultivo en los Reactores Discontinuos Secuenciales. El fango de partida se tomó de la planta piloto cuando esta operaba tratando agua residual urbana real básica con las condiciones óptimas de operación.

Esta instalación funcionó con un tiempo de retención celular de 8 días, y el esquema de proceso A/O descrito anteriormente (apartado 2.6 *Procesos para la eliminación biológica de nutrientes*).

El agua residual alimentada fue agua residual urbana real modificada. Esta agua residual urbana real modificada se obtuvo mezclando, agua residual urbana real y agua residual sintética (apartado 4.1.3 *Agua residual sintética*) cuyo único sustrato orgánico fue acetato sódico. Las características medias del agua residual así obtenida se presentan en la tabla 4.10.

De esta forma, y manteniendo el proceso de laboratorio en estado estacionario se dispuso de fango para los experimentos que a continuación se describen.

Tabla 4.10. Características medias del agua residual utilizada para el mantenimiento del proceso de fangos activos en laboratorio.

Parámetro	Concentración (mg/L)
C _{DQO}	340
C _{DBO5}	181.3
C _{PT}	9.1
C _{NT}	15.8
pH	7.3

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

b) Experimentos discontinuos de laboratorio

Se estudió la influencia de los vertidos industriales en las etapas anaerobias y anóxicas de un proceso de eliminación biológica de nutrientes. Para ello se realizaron experimentos discontinuos a escala laboratorio. Como reactores discontinuos se utilizaron botellas del respirómetro electrolítico para el caso de los experimentos anaerobios, o botellas con tapón para los experimentos anóxicos y de control (experimentos usados como referencias o “blancos”), y una leve agitación magnética en todos los casos. Estos experimentos se realizaron a 20°C, utilizando como sistema de control de la temperatura una nevera termostatzada ISCO FTD 220 en el caso de los botes con tapón, y el baño termostatzado del respirómetro electrolítico para el caso de las botellas del respirómetro.

El fango activo utilizado en estos experimentos es el mantenido en estado estacionario en laboratorio (apartado 4.4.3a *Mantenimiento del proceso de fangos activos en laboratorio*). El agua residual utilizada en estos experimentos es agua residual sintética, que se formula según se indicó en el apartado 4.1.3 *Agua residual sintética*, usando en cada experimento un único tipo de sustrato orgánico como fuente de carbono. Así se consigue simular un vertido industrial. Estas aguas residuales industriales sintéticas se preparan en laboratorio basándonos en referencias bibliográficas (Tabla 4.11).

Tabla 4.11. Referencias bibliográficas utilizadas en la formulación de los vertidos industriales.

Vertido	Referencia
Industria procesado del tomate	Niementowski y Nelson, (1977)
Industria quesera	Herbert y Yu, (2001)
Industria vitivinícola	Nemerow y Dasgupta, (1998)
Industria procesado de la patata	Contreras y col., (2001)
Industria cárnica	Masse y Masse, (2000)
Industria láctea	Alvarez-Mateos y col., (2000)
Industria azucarera de remolacha	Nemerow y Dasgupta, (1998)

i) Experimentos anaerobios

El fango activo se toma al final de la etapa aerobia del ciclo A/O. De este modo nos aseguramos que tenga la máxima cantidad de polifosfatos acumulados en su interior. Este fango activo se somete a un lavado con agua osmotizada en condiciones aerobias, de modo que no se produzca liberación de fósforo, para eliminar los posibles restos de sustratos adsorbidos en la superficie del flóculo. Por turbidimetría se realiza una estimación de los sólidos suspendidos totales del fango y se concentran o diluyen hasta una concentración entre 1500-2000 mg/L.

Sobre este volumen de fango se adiciona la cantidad de nutrientes necesaria hasta alcanzar la concentración de nutrientes inorgánicos indicada en la tabla 4.3. En cada una de las botellas del respirómetro se introducen 750 mL de este fango con nutrientes, un pequeño agitador magnético, y cuando el sistema alcanza la temperatura deseada (20°C) se añade el volumen necesario del vertido industrial sintético y se mantiene con agitación muy suave. A cada una de las botellas del respirómetro se le aplica un tiempo diferente de duración de la etapa anaerobia, al final se toma una muestra en cada caso y se analizan los distintos parámetros del agua y el fango.

Una vez finalizada la etapa anaerobia en cada una de las botellas del respirómetro se introduce un agitador magnético de mayor tamaño, se conectan las celdas electrolíticas y se comienza una agitación fuerte, registrando el ordenador el consumo de oxígeno en el interior de las botellas, paralelamente se realiza un experimento en blanco. De este modo, y siguiendo la metodología descrita en el apartado 4.3.3 *Caracterización mediante respirometría electrolítica*, podemos caracterizar los vertidos industriales después de etapas anaerobias de diferente duración.

En este tipo de experimentos es necesario realizar dos experimentos de control; el primero de ellos es un experimento en blanco en el que unos 200 mL del fango activo con los nutrientes inorgánicos se introducen en una botella de 250 mL con tapón y se mantiene en condiciones anaerobias. El otro experimento de control también se realiza en condiciones anaerobias y se prepara introduciendo unos 200 mL de fango con los nutrientes inorgánicos en una botella con tapón, a ésta se le añaden 5 mL de una disolución concentrada de acetato sódico de modo que la DQO final en el interior de esta botella con tapón es aproximadamente de 300 mg/L. En ambos casos se toman varias muestras a lo largo del tiempo. Estos experimentos de control sirven para

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

determinar los límites, inferior y superior respectivamente, de liberación de fósforo y acumulación de la materia orgánica en el interior de las bacterias, es decir, las respuestas mínima y máxima del experimento anaerobio.

En la figura 4.4 se presenta un esquema del procedimiento experimental seguido para la realización de los experimentos anaerobios.

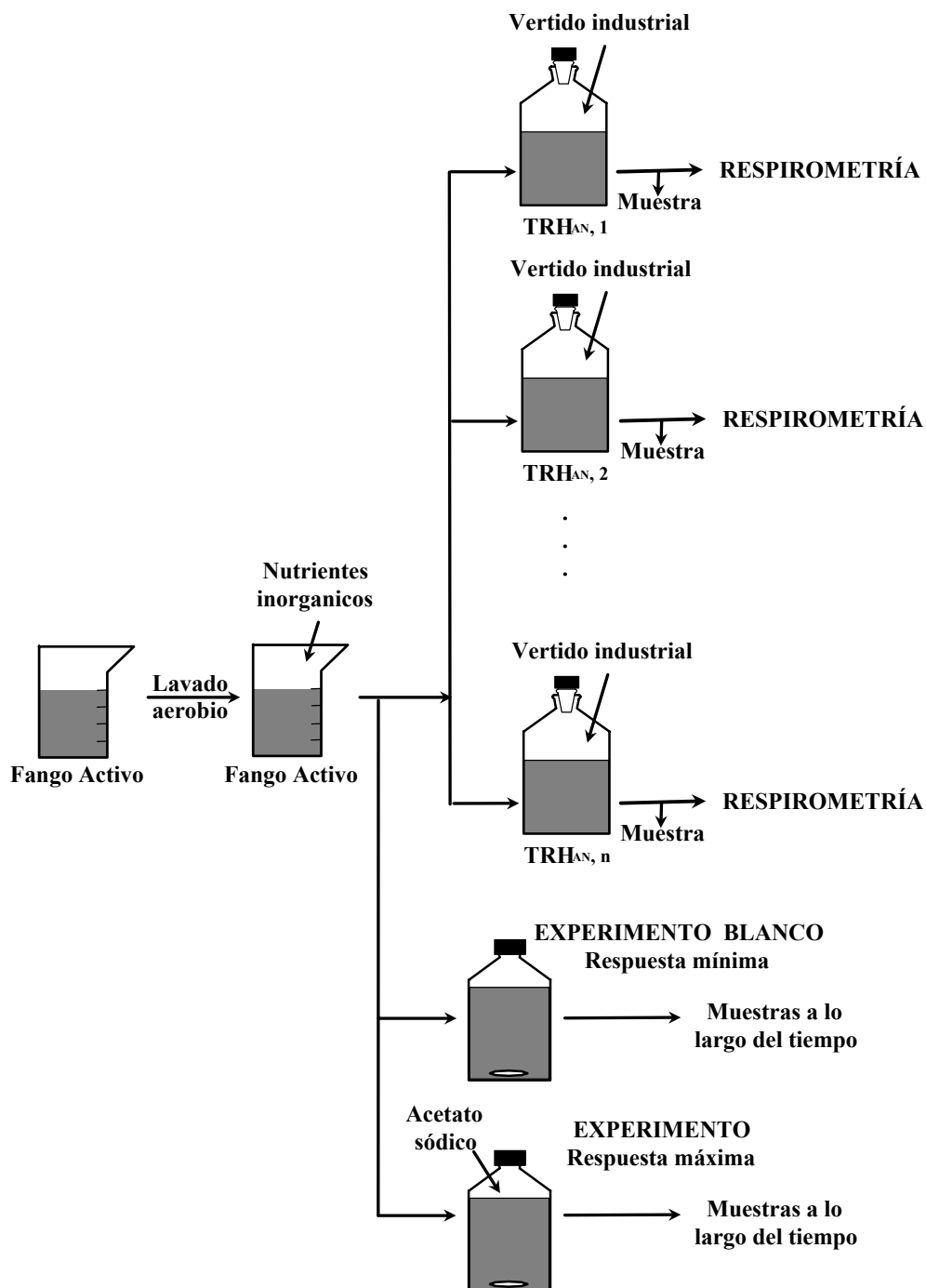


Figura 4.4. Procedimiento experimental para la realización de un experimento anaerobio.

ii) Experimentos anóxicos

El fango se toma al final de la etapa aerobia del ciclo A/O. Esta etapa aerobia se incrementó en 5 h de modo que se asegurase el agotamiento total de los polímeros internos de las bacterias PAO y GAO, lo que inhibe la actividad de estas bacterias en los ciclos sucesivos (Brdjanovic, 1998b). Este fango se somete a un lavado con agua osmotizada en condiciones aerobias para eliminar los posibles restos de sustratos adsorbidos en la superficie del flóculo. Por turbidimetría se realiza una estimación de los SST del fango activo y se concentran o diluyen hasta unos 1500-2000 mg/L.

Sobre este volumen de fango se adiciona la cantidad de nutrientes necesaria hasta alcanzar la concentración de nutrientes inorgánicos indicada en la tabla 4.3. En botellas con tapón de 500 mL se introducen unos 450 mL de este fango con nutrientes, un pequeño agitador magnético, y cuando el sistema alcanza la temperatura deseada (20°C) se añade el vertido industrial sintético y nitratos, según la metodología propuesta en bibliografía (Wachtmeister y col., 1997). Cada una de las botellas se mantiene con una agitación muy suave durante el tiempo de duración de la etapa anóxica. Durante el tiempo de reacción se toman varias muestras, que son inmediatamente analizadas.

En este tipo de ensayos es necesario realizar dos experimentos de control; el primero de ellos es un experimento en blanco en el que unos 200 mL del fango activo con los nutrientes inorgánicos se introducen en una botella de 250 mL con tapón y se mantiene en condiciones anóxicas mediante la adición de nitratos. El otro experimento de control también se realiza en condiciones anóxicas y se prepara introduciendo unos 200 mL de fango con los nutrientes inorgánicos y nitratos, según la metodología propuesta en bibliografía (Wachtmeister y col., 1997), en una botella de 250 mL con tapón, a ésta se le añaden 5 mL de una disolución concentrada de acetato sódico de modo que la DQO final en el interior de la botella con tapón es aproximadamente de 300 mg/L. Estos experimentos de control sirven para determinar las respuestas mínimas y máximas respectivamente, en el proceso de desnitrificación. En la figura 4.5 se presenta un esquema del procedimiento experimental seguido para la realización de los experimentos anóxicos.

4. Materiales y Procedimientos Experimentales

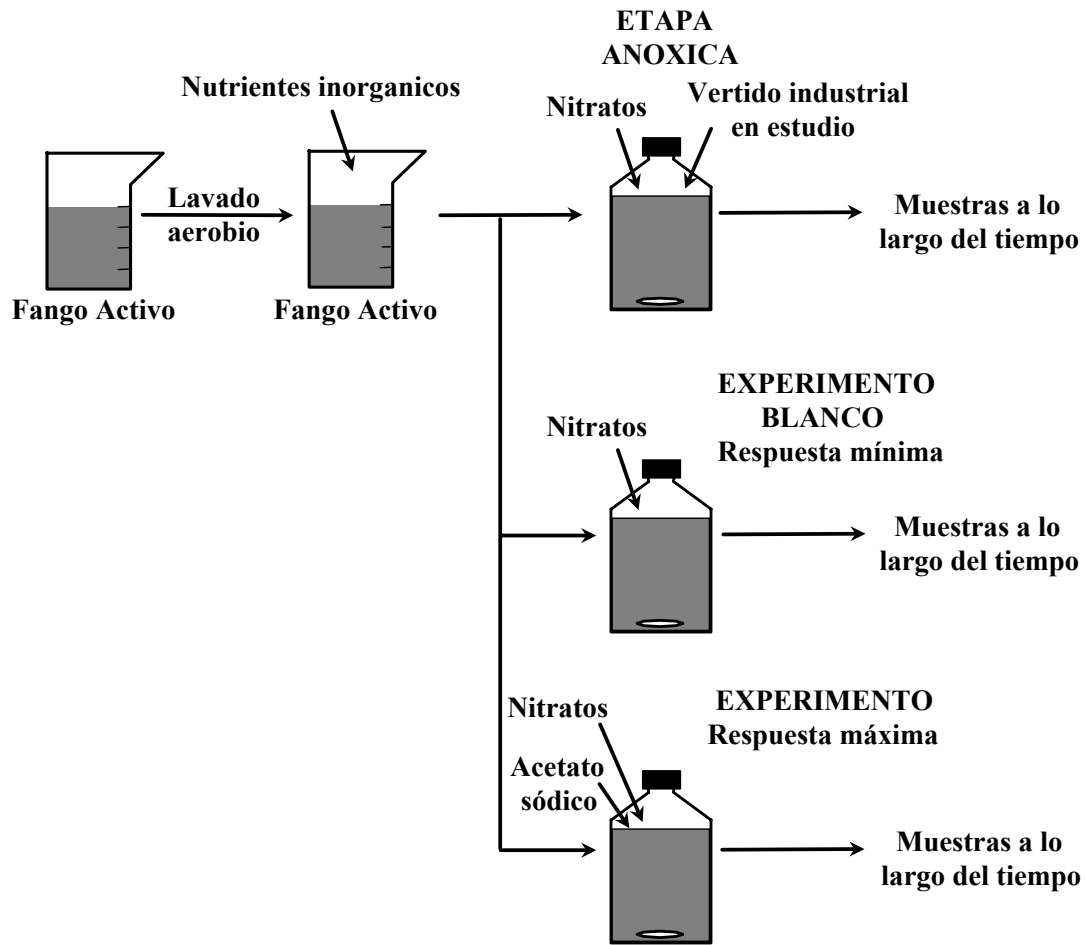


Figura 4.5. Procedimiento experimental para la realización de un experimento anóxico.

RESULTADOS EXPERIMENTALES

5.1 CONSIDERACIONES PREVIAS

Los resultados experimentales de este trabajo se muestran en tablas, en las que para cada experimento aparecen especificadas:

1. La variable en estudio.
2. Las condiciones de operación utilizadas.
3. Las características del agua residual alimentada, incluyendo los resultados de los experimentos de caracterización asociados a cada experimento (respirometrías electrolíticas y caracterización según la metodología de “STOWA”).
4. Las características del agua tratada.
5. Las características del fango activo utilizado.

Los resultados se han clasificado en apartados según los diferentes estudios realizados, tal y como se explicó en el apartado 4.

- Generación del inóculo.
- Optimización de las variables de operación para el funcionamiento en continuo en planta piloto.
 - Tiempo de retención hidráulica.
 - Razones de recirculación interna.
 - Tiempo de retención celular.
- Estudio en laboratorio del efecto de los vertidos industriales.
 - Mantenimiento del proceso en laboratorio y caracterización del fango activo.
 - Caracterización de las aguas residuales utilizadas.
 - Efecto de los vertidos industriales en la etapa anaerobia.
 - Efecto de los vertidos industriales en la etapa anóxica.
- Estudio en planta piloto del efecto de los vertidos industriales.
 - Vertidos incontrolados reales.
 - Vertidos controlados artificiales.

5. Resultados Experimentales

Dada la gran cantidad de abreviaturas y variables utilizadas, tanto en este capítulo como en el de discusión de resultados, al final de la memoria se ha abierto un apartado de nomenclatura donde se describen todas las variables y abreviaturas empleadas.

5.2 GENERACIÓN DEL INÓCULO

Con objeto de estudiar la evolución de las características del fango activo y del agua tratada a medida que se realiza la aclimatación de un fango activo convencional a la eliminación biológica de nutrientes, se realizó un experimento a escala de laboratorio, en el que, trabajando con el proceso A/O, se alimentó agua residual urbana sintética durante un periodo de 40 días. Durante el experimento se determinaron diariamente, al termino de un ciclo discontinuo A/O, las características del agua (S_{DQO} , S_{PT} , S_{N-NH_4}) y del fango activo (X_{SS} , SSV , X_{PT}). Las condiciones de operación y los resultados obtenidos en este experimento se presentan en la tabla 5.1.

5.3 OPTIMIZACIÓN DE VARIABLES DE OPERACIÓN PARA EL FUNCIONAMIENTO EN CONTINUO EN PLANTA PILOTO

Los resultados presentados en este apartado corresponden a los valores medios obtenidos a lo largo de la duración de cada uno de los experimentos. Además se presentan las desviaciones típicas obtenidas para cada uno de los parámetros analizados.

5.3.1 INFLUENCIA DE LA RELACIÓN DE TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICA

A fin de determinar la influencia de la relación de los tiempos de retención hidráulica entre los tres compartimentos del reactor biológico (anaerobio, anóxico y aerobio), se realizaron tres experimentos, de entre 23 y 25 días de duración en estado estacionario cada uno de ellos, en los que se modificó dicha relación, mediante cambios en los volúmenes de cada uno de los compartimentos, de forma que se aumentaba o disminuía el volumen de los mismos, permaneciendo siempre el volumen total, suma de

los tres, constante e igual a 336 L. En las tablas 5.2 a 5.4 se muestran las condiciones de operación y los resultados obtenidos en los tres experimentos.

5.3.2 INFLUENCIA DE LAS RAZONES DE RECIRCULACIÓN INTERNAS

Con el fin de determinar la influencia de las razones de recirculación sobre el funcionamiento del proceso, se realizó una serie de cuatro experimentos, que tuvieron una duración, en estado estacionario, de entre 19 y 24 días cada uno de ellos, en los que se modificó el caudal de cada una de las recirculaciones internas. En estos experimentos se midió, además de los parámetros habituales, la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio, ya que, como se discutirá más adelante, la modificación de este parámetro es la principal consecuencia observada al modificar las razones de recirculación. En las tablas 5.5 a 5.8 se muestran las condiciones de operación y los resultados obtenidos en estos experimentos.

5.3.3 INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RETENCIÓN CELULAR

En las tablas 5.9 a 5.11 se muestran las condiciones de operación y los resultados obtenidos en los experimentos realizados con el fin de estudiar la influencia del tiempo de retención celular en el funcionamiento del proceso. Para ello se realizó una serie de tres experimentos en los que se modificó dicha variable, aumentando o disminuyendo el volumen de la purga de fangos en los mismos. El intervalo de tiempos de retención celular estudiados en esta investigación está entre 6 y 10 días.

5.4 ESTUDIO EN LABORATORIO DEL EFECTO DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES

5.4.1 MANTENIMIENTO DEL PROCESO EN LABORATORIO Y CARACTERIZACIÓN DEL FANGO ACTIVO

Con objeto de obtener un fango activo aclimatado para la eliminación biológica de nutrientes y de características estables, que pudiera ser utilizado en los experimentos

5. Resultados Experimentales

discontinuos realizados en laboratorio, se mantuvo un proceso A/O en estado estacionario en la instalación de laboratorio descrita en el apartado 3.3. El fango utilizado era procedente de la planta piloto cuando ésta trataba agua residual urbana típica con las condiciones óptimas de operación.

Durante el transcurso de sucesivos ciclos A/O, se determinaron periódicamente tanto las características del agua tratada como las del fango activo. Las condiciones de operación y los resultados obtenidos durante el mantenimiento del fango activo se presentan en la tabla 5.12 Estos resultados corresponden a los valores medios obtenidos a lo largo de la duración del proceso de mantenimiento. Además, se presentan las desviaciones típicas obtenidas para cada uno de los parámetros analizados.

5.4.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES UTILIZADAS

En los experimentos de laboratorio desarrollados en esta investigación se utilizaron diferentes aguas residuales industriales sintéticas cuyas características se describen en los apartados siguientes. A fin de caracterizarlas se llevaron a cabo experimentos en los que se determinaron todos los parámetros necesarios para ello de acuerdo con las directrices propuestas por STOWA. En las tablas 5.13 a 5.19 se muestran los resultados obtenidos en los experimentos de caracterización.

5.4.3 EFECTO DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES EN LA ETAPA ANAEROBIA

En las tablas 5.20 a 5.26 se muestran los resultados obtenidos en los experimentos realizados a escala laboratorio con el fin de estudiar la influencia de los vertidos de aguas residuales industriales sobre la etapa anaerobia de un proceso de eliminación biológica de nutrientes. Cada una de estas tablas consta de 4 apartados:

- Los apartados a) y b) muestran, para cada uno de los experimentos, los límites mínimos y máximos de liberación de fósforo y acumulación de S_{DQO} por parte del fango activo. Estos límites se determinan mediante experimentos de referencia realizados poniendo en contacto el fango activo con agua que, en el caso del mínimo, contiene únicamente nutrientes y, en el caso del máximo, contiene

nutrientes y como único sustrato orgánico acetato sódico. Su desarrollo se describe en el apartado 4.4.3b de esta memoria.

- El apartado c) muestra los resultados obtenidos durante la etapa anaerobia a que se somete el agua residual industrial objeto de estudio.
- El apartado d) muestra el análisis respirométrico que informa de la fermentación anaerobia sufrida por el sustrato orgánico del agua residual industrial. Este estudio respirométrico se realiza para diferentes tiempos de reacción anaerobia.

5.4.4 EFECTO DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES EN LA ETAPA ANÓXICA

También se estudió a escala laboratorio la influencia del vertido de aguas residuales industriales en la etapa anóxica de un proceso de eliminación biológica de nutrientes. Para ello se realizó una serie de experimentos en los que se adicionó un tipo de agua residual industrial sintética diferente y una cantidad perfectamente conocida de nitratos.

En estos experimentos se realizó un seguimiento tanto del consumo anóxico de la S_{DQO} , como de la utilización de los nitratos como aceptores de electrones en los procesos de degradación de la materia orgánica.

En las tablas 5.27 y 5.28 se recogen los resultados experimentales obtenidos en cada uno de los experimentos de respuesta mínima y máxima utilizados como referencia respectivamente. Las tablas 5.29 a 5.35 corresponden a los experimentos realizados con cada una de las aguas residuales industriales sintéticas utilizadas.

5.5 ESTUDIO EN PLANTA PILOTO DEL EFECTO DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES

Con la planta piloto funcionando en estado estacionario y con las condiciones de operación óptimas, se estudió la influencia de los vertidos de aguas residuales industriales en el funcionamiento del proceso, realizando dos series de experimentos. En la primera de las series se alimentó a la planta piloto agua residual urbana que contenía

5. Resultados Experimentales

vertidos industriales incontrolados realizados en la red de saneamiento de Ciudad Real. En la segunda serie se alimentó de nuevo agua residual urbana real pero se simulaban los vertidos industriales mediante aportes orgánicos controlados, que se realizaron directamente en la planta piloto.

Los resultados obtenidos en estos experimentos se muestran en las tablas 5.36 a 5.42, junto con las condiciones de operación empleadas en los mismos.

Algunas de las tablas constan de 2 apartados: el apartado a) muestra los resultados obtenidos durante el experimento mientras que en el apartado b) se muestra la caracterización del agua residual alimentada en el experimento correspondiente.

TABLA 5.1.
Generación del inóculo.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2				
S _{O2} Etapa Aerobia:	Saturación	TRH _{AE} (horas:minutos):	2:15				
		TRH _{AN} (horas:minutos):	1:15				
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual urbana sintética.</i>							
<u>Composición</u>							
Glucosa (mg/L):	100.0	NaHCO ₃ (mg/L):	115.0				
Peptona (mg/L):	100.0	MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):	50.0				
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):	74.2	CaCl ₂ (mg/L):	30.0				
KH ₂ PO ₄ (mg/L):	44.5	(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):	3.0				
<u>Características</u>							
C _{DQO} (mg/L):	320.0 (15)	C _{PT} (mg/L):	10.1 (1.6)				
C _{NT} (mg/L):	16.0 (2.2)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.51 (0.06)				
AGUA TRATADA							
Tiempo de adaptación (d)	TRC (d)	Características del agua tratada			Características del fango		
		S _{DQO} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
1	40	21	7.6	14	873	91	2.8
2	40	23	4.5	9	1089	87	3.4
3	40	20	4.2	8	1496	85	3.1
4	40	18	2.6	5	1998	78	4.2

* Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas.

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.1
Generación del inóculo. (Continuación).

AGUA TRATADA							
Tiempo de adaptación (d)	TRC (d)	Características del agua tratada			Características del fango		
		S _{DQO} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
5	40	19	2.9	3	2315	79	4.8
6	40	20	1.3	4	2387	74	5.1
7	40	12	1.7	4	2491	75	5.5
8	40	15	0.9	3	3056	73	5.2
9	40	10	1.5	4	3328	73	5.2
10	40	10	0.7	2	3652	71	5.8
11	21.9	15	1	5	3661	70	5.2
12	15.1	12	1.1	3	3816	68	5.4
13	11.5	13	0.9	4	3696	70	6.3
14	9.3	9	0.8	3	3705	74	5.9
15	7.8	7	0.7	4	3421	76	5.2
16	6.7	7	0.9	4	3312	71	5.7
17	6.7	12	0.9	5	2864	72	6.0
18	6.7	11	1.2	3	2815	69	5.5
19	6.7	10	1.3	3	2896	71	5.0
21	6.7	7	1.6	4	2527	73	5.6
23	6.7	7	1.4	2	2401	71	5.3
25	6.7	5	1.6	4	2680	72	5.9
27	6.7	6	0.9	3	2609	69	5.9
29	6.7	5	1.7	3	2545	75	5.8
31	6.7	5	1.4	4	2600	74	6.0

TABLA 5.2

Experimentación en continuo en planta piloto.
Optimización de los tiempos de retención hidráulica.

Variable en estudio			
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	TRC (d):	10
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación Fangos* (%):	50
Razón de Recirculación * (%) _{AE-ANX} :	55	Razón de Recirculación * (%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	24		
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real</i> .			
C _{DBO5} (mg/L):	291.0 (52.8)	C _{DQO} (mg/L):	643.7 (176.6)
X _{SS} (mg/L):	330.4 (125.5)	C _{PT} (mg/L):	18.1 (5.6)
C _{NT} (mg/L):	26.0 (3.7)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.45 (0.05)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	39.0 (7.5)	% Eliminación DBO ₅ :	87
X _{SS} (mg/L):	134.9 (71.8)	% Eliminación SST:	59
S _{NT} (mg/L):	11.8 (1.9)	% Eliminación N Total:	55
S _{DQO} (mg/L):	44.5 (12.3)	% Eliminación DQO:	93
S _{PT} (mg/L):	4.2 (1.35)	% Eliminación P Total:	77
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2091.0 (726.8)	X _{PT} (%):	3.4 (0.9)
X _{SSV} (mg/L):	1610.1 (420.6)	% SSV:	77

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.3

Experimentación en continuo en planta piloto.
Optimización de los tiempos de retención hidráulica.

Variable en estudio			
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			2/2/2
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	TRC (d):	10
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación Fangos* (%):	50
Razón de Recirculación* (%) _{AE-ANX} :	55	Razón de Recirculación* (%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	23		
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real</i> .			
C _{DBO5} (mg/L):	302.7 (141.2)	C _{DQO} (mg/L):	567.2 (106.1)
X _{SS} (mg/L):	269.2 (99.3)	C _{PT} (mg/L):	11.4 (1.9)
C _{NT} (mg/L):	20.3 (1.3)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.53 (0.15)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	35.9 (9.3)	% Eliminación DBO ₅ :	88
X _{SS} (mg/L):	183.0 (24.5)	% Eliminación SST:	32
S _{NT} (mg/L):	9.8 (1.1)	% Eliminación N Total:	52
S _{DQO} (mg/L):	57.0 (12.2)	% Eliminación DQO:	90
S _{PT} (mg/L):	3.2 (0.9)	% Eliminación P Total:	72
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2389.1 (531.3)	X _{PT} (%):	3.7(1.0)
X _{SSV} (mg/L):	1958.6 (453.5)	% SSV:	82

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.4

Experimentación en continuo en planta piloto.
Optimización de los tiempos de retención hidráulica.

Variable en estudio			
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/3/2
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	TRC (d):	10
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación Fangos* (%):	50
Razón de Recirculación * (%) _{AE-ANX} :	55	Razón de Recirculación * (%) _{ANX-AE} :	160
Días de Operación:	25		
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real</i> .			
C _{DBO5} (mg/L):	234.4 (42.8)	C _{DQO} (mg/L):	466.1 (122.0)
X _{SS} (mg/L):	273.3 (134.8)	C _{PT} (mg/L):	10.5 (1.7)
C _{NT} (mg/L):	19.8 (1.5)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.50 (0.04)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	26.8 (9.3)	% Eliminación DBO ₅ :	89
X _{SS} (mg/L):	85.9 (50.6)	% Eliminación SST:	69
S _{NT} (mg/L):	12.2 (1.5)	% Eliminación N Total:	38
S _{DQO} (mg/L):	61.6 (23.4)	% Eliminación DQO:	87
S _{PT} (mg/L):	4.1 (1.3)	% Eliminación P Total:	61
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2150.6 (902.9)	X _{PT} (%):	3.1 (0.6)
X _{SSV} (mg/L):	1737.2 (693.0)	% SSV:	82

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.5

Experimentación en continuo en planta piloto.

Optimización de las razones de recirculación.

Variables en estudio			
Razón de Recirculación * (%) _{AE-ANX} :	320	Razón de Recirculación * (%) _{ANX-AN} :	100
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	TRC (d):	10
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación Fangos * (%):	50
Días de Operación:	22	S _{N-NO3} en reactor anaerobio (mg/L):	2.3
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real</i> .			
C _{DBO5} (mg/L):	320.0 (107.2)	C _{DQO} (mg/L):	754.9 (203.5)
X _{SS} (mg/L):	402.7 (133.3)	C _{PT} (mg/L):	17.7 (5.5)
C _{NT} (mg/L):	37.9 (5.4)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.42 (0.03)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	20.4 (15.3)	% Eliminación DBO ₅ :	94
X _{SS} (mg/L):	107.6 (78.9)	% Eliminación SST:	73
S _{NT} (mg/L):	10.2 (3.3)	% Eliminación N Total:	73
S _{DQO} (mg/L):	42.2 (19.8)	% Eliminación DQO:	94
S _{PT} (mg/L):	7.5 (2.3)	% Eliminación P Total:	57
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2878.1 (668.2)	X _{PT} (%):	3 (0.6)
X _{SSV} (mg/L):	2335.7 (541.7)	% SSV:	81

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.6

Experimentación en continuo en planta piloto.
Optimización de las razones de recirculación.

Variables en estudio			
Razón de Recirculación * (%) _{AE-ANX} :	110	Razón de Recirculación * (%) _{ANX-AN} :	250
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	TRC (d):	10
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación Fangos* (%):	50
Días de Operación:	20	S _{N-NO3} en reactor anaerobio (mg/L):	1.2
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real</i> .			
C _{DBO5} (mg/L):	212.9 (77.8)	C _{DQO} (mg/L):	613.2 (215.9)
X _{SS} (mg/L):	332.3 (165.0)	C _{PT} (mg/L):	16.1 (5.2)
C _{NT} (mg/L):	24.8 (11.1)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.39 (0.01)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	24.0 (8.5)	% Eliminación DBO ₅ :	89
X _{SS} (mg/L):	108.1 (68.6)	% Eliminación SST:	67
S _{NT} (mg/L):	7.5 (1.9)	% Eliminación N Total:	70
S _{DQO} (mg/L):	27.8 (7.9)	% Eliminación DQO:	95
S _{PT} (mg/L):	8.2 (1.6)	% Eliminación P Total:	49
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2483.2 (251.5)	X _{PT} (%):	2.9 (0.5)
X _{SSV} (mg/L):	1942.1 (188.0)	% SSV:	78

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.7

Experimentación en continuo en planta piloto.

Optimización de las razones de recirculación.

Variables en estudio			
Razón de Recirculación * (%) _{AE-ANX} :		100	Razón de Recirculación * (%) _{ANX-AN} :
			100
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	TRC (d):	10
Q Influyente (L/h) :	56	Razón de Recirculación Fangos * (%):	50
Días de Operación:	19	S _{N-NO3} en reactor anaerobio (mg/L):	0.6
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real.</i>			
C _{DBO5} (mg/L):	196.4 (41.2)	C _{DQO} (mg/L):	482.7 (140.4)
X _{SS} (mg/L):	320.4 (108.3)	C _{PT} (mg/L):	21.0 (4.1)
C _{NT} (mg/L):	28.9 (4.8)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.45 (0.04)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	26.8 (9.2)	% Eliminación DBO ₅ :	87
X _{SS} (mg/L):	132.85 (44.9)	% Eliminación SST:	59
S _{NT} (mg/L):	9.6 (1.1)	% Eliminación N Total:	67
S _{DQO} (mg/L):	36.4 (13.9)	% Eliminación DQO:	92
S _{PT} (mg/L):	6.0 (1.1)	% Eliminación P Total:	71
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2112.2 (440.3)	X _{PT} (%):	3.2 (0.7)
X _{SSV} (mg/L):	1605.8 (337.9)	% SSV:	76

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.8

Experimentación en continuo en planta piloto.
Optimización de las razones de recirculación.

Variables en estudio			
Razón de Recirculación [*] (%) _{AE-ANX} :		55	Razón de Recirculación [*] (%) _{ANX-AN} :
			160
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	TRC (d):	10
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación Fangos [*] (%):	50
Días de Operación:	24	S _{N-NO3} en reactor anaerobio (mg/L):	0.4
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real</i> .			
C _{DBO5} (mg/L):	291.0 (52.8)	C _{DQO} (mg/L):	643.7 (176.6)
X _{SS} (mg/L):	330.4 (125.5)	C _{PT} (mg/L):	18.1 (5.6)
C _{NT} (mg/L):	26.0 (3.7)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.45 (0.05)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	30.1 (7.5)	% Eliminación DBO ₅ :	87
X _{SS} (mg/L):	134.9 (71.8)	% Eliminación SST:	59
S _{NT} (mg/L):	11.8 (2.5)	% Eliminación N Total:	55
S _{DQO} (mg/L):	44.5 (12.3)	% Eliminación DQO:	93
S _{PT} (mg/L):	4.2 (1.4)	% Eliminación P Total:	77
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2091.0 (726.8)	X _{PT} (%):	3.4 (0.5)
X _{SSV} (mg/L):	1610.2 (420.6)	% SSV:	77

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.9

Experimentación en continuo en planta piloto.

Optimización del tiempo de retención celular.

Variable en estudio TRC (d) : 6			
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	Días de Operación:	15
S _{O2} (mg/L):	2.0	pH:	7.2-7.6
Q Influyente (L/h) :	56	Razón de Recirculación Fangos*(%):	50
Razón de Recirculación *(%) _{AE-ANX} :	55	Razón de Recirculación *(%) _{ANX-AN} :	160
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real.</i>			
C _{DBO5} (mg/L):	239.5 (36.1)	C _{DQO} (mg/L):	532.0 (197.4)
X _{SS} (mg/L):	201.0 (61.9)	C _{PT} (mg/L):	17.8 (4.3)
C _{NT} (mg/L):	21.2 (3.3)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.45 (0.11)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	33.1 (12.8)	% Eliminación DBO ₅ :	86
X _{SS} (mg/L):	40.3 (23.66)	% Eliminación SST:	80
S _{NT} (mg/L):	16.1 (3.1)	% Eliminación N Total:	24
S _{DQO} (mg/L):	36.2 (11.0)	% Eliminación DQO:	93
S _{PT} (mg/L):	3.4 (1.2)	% Eliminación P Total:	81
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	1795.1 (368.3)	X _{PT} (%):	3.6 (1.0)
X _{SSV} (mg/L):	1257.1 (120.1)	% SSV:	70

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.10

Experimentación en continuo en planta piloto.

Optimización del tiempo de retención celular.

Variable en estudio TRC (d) : 8			
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	Días de Operación:	28
S _{O2} (mg/L):	2.0	pH:	7.2-7.6
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación Fangos* (%):	50
Razón de Recirculación* (%) _{AE-ANX} :	55	Razón de Recirculación* (%) _{ANX-AN} :	160
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real</i> .			
C _{DBO5} (mg/L):	200.6 (122.0)	C _{DQO} (mg/L):	560.2 (299.3)
X _{SS} (mg/L):	260.7 (141.8)	C _{PT} (mg/L):	17.0 (7.2)
C _{NT} (mg/L):	29.6 (14.2)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.39 (0.04)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	33.3 (16.6)	% Eliminación DBO ₅ :	83
X _{SS} (mg/L):	133.2 (68.0)	% Eliminación SST:	49
S _{NT} (mg/L):	15.2 (4.0)	% Eliminación N Total:	49
S _{DQO} (mg/L):	39.4 (12.0)	% Eliminación DQO:	93
S _{PT} (mg/L):	3.6 (1.9)	% Eliminación P Total:	79
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	1985.3 (658.4)	X _{PT} (%):	3.6 (1.3)
X _{SSV} (mg/L):	1408.0 (397.1)	% SSV:	71

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.11

Experimentación en continuo en planta piloto.

Optimización del tiempo de retención celular.

Variable en estudio TRC (d) : 10			
CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	Días de Operación:	24
S _{O2} (mg/L):	2.0	pH:	7.2-7.6
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación Fangos*(%):	50
Razón de Recirculación *(%) _{AE-ANX} :	55	Razón de Recirculación *(%) _{ANX-AN} :	160
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real.</i>			
C _{DBO5} (mg/L):	291.3 (52.8)	C _{DQO} (mg/L):	643.7 (176.6)
X _{SS} (mg/L):	330.4 (125.5)	C _{PT} (mg/L):	18.1 (5.6)
C _{NT} (mg/L):	26.0 (3.7)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.45 (0.05)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	39.0 (7.5)	% Eliminación DBO ₅ :	87
X _{SS} (mg/L):	134.9 (71.8)	% Eliminación SST:	59
S _{NT} (mg/L):	11.8 (4.9)	% Eliminación N Total:	55
S _{DQO} (mg/L):	44.5 (12.3)	% Eliminación DQO:	93
S _{PT} (mg/L):	4.2 (2.7)	% Eliminación P Total:	77
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2091.0 (726.8)	X _{PT} (%):	3.4 (0.9)
X _{SSV} (mg/L):	1610.1 (420.6)	% SSV:	77

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.12

Mantenimiento de fangos activos en laboratorio.

CONDICIONES DE OPERACIÓN						
Temperatura (°C):	20	pH:	7.3			
S _{O2} Etapa Aerobia:	Saturación	TRH _{AE} (horas:minutos):	2:15			
TRC (d):	8	TRH _{AN} (horas:minutos):	1:15			
AGUA RESIDUAL						
Tipo: <i>Agua residual urbana modificada.</i>						
<u>Composición (para 50 L)</u>						
Agua residual urbana real (L):	25.0	NaHCO ₃ (g):	2.88			
Agua de red (L):	25.0	MgSO ₄ ·7H ₂ O (g):	1.25			
Acetato sódico (g):	7.50	CaCl ₂ (g):	7.50			
(NH ₄) ₂ SO ₄ (g):	1.86	(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (g):	0.75			
KH ₂ PO ₄ (g):	1.12					
<u>Características</u>						
C _{DBO5} (mg/L):	181.3 (22.1)	C _{DQO} (mg/L):	340.0 (46.6)			
X _{SS} (mg/L):	110.2 (65.5)	C _{PT} (mg/L):	9.1 (2.6)			
C _{NT} (mg/L):	15.8 (3.7)	C _{DBO5} /C _{DQO} :	0.70 (0.05)			
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA Y EL FANGO DURANTE EL CICLO A/O						
Tiempo (h)	S _{PT} (mg/L)	S _{DQO} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{PP} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	Etapa
0.00	7.0 (1.8)	240 (29)	3.1 (1.5)	27.5 (6.5)	1882 (286)	AN.
0.50	27.1 (8.1)	150 (24)	0 (0.5)	7.2(2.3)	--	
1.00	36.0 (7.2)	125 (32)	0 (0.0)	0 (1.0)	--	
1.25	34.2 (5.3)	102 (23)	0 (0.0)	0 (1.2)	1807 (301)	
1.50	21.6 (3.9)	73 (21)	0.8 (0.3)	12.6 (2.3)	--	AE.
2.00	16.9 (2.4)	49 (18)	1.7 (0.6)	16.7 (3.2)	--	
2.50	9.3 (1.5)	51 (29)	3.3 (1.0)	23.5 (3.9)	--	
3.50	3.8 (1.5)	41 (12)	7.8 (1.4)	29.6 (5.8)	1899 (274)	

* Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas.

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.13

Caracterización del agua residual industrial sintética para experimentos de laboratorio.
INDUSTRIAS QUESERAS.

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL					
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>					
<u>Análisis Químico</u>					
S _{DQO} (mg/L):		351	S _{P-PO4} (mg/L):		13.5
S _{N-NO3} (mg/L):		0	S _{N-NH4} (mg/L):		15.3
S _{ALC} (mol/m ³):		1.4	X _{SS} (mg/L):		0
<u>Determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno</u>					
Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)
0	0.0	3	115.8	6	165.5
1	26.3	4	136.8	8	189.5
2	79.0	5	147.4	10	200.0
<u>Análisis Respirométrico</u>					
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.					
X _{SS} : 2120 mg/L					
T: 20°C					
Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)	
	Blanco	Muestra		Blanco	Muestra
0.0	0.00	0.00	3.5	66.70	96.80
0.5	8.21	25.26	4.0	72.49	102.63
1.0	15.22	36.77	4.5	81.71	115.58
1.5	27.08	51.95	5.0	86.21	120.15
2.0	36.32	62.34	7.0	109.32	148.19
2.5	48.42	75.34	10.0	141.38	194.68
3.0	56.53	84.33			

TABLA 5.14

Caracterización del agua residual industrial sintética para experimentos de laboratorio.
INDUSTRIAS LÁCTEAS.

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Análisis Químico</u>							
S _{DQO} (mg/L):		303	S _{P-PO4} (mg/L):		9.5		
S _{N-NO3} (mg/L):		0	S _{N-NH4} (mg/L):		14.3		
S _{ALC} (mol/m ³):		1.5	X _{SS} (mg/L):		0		
<u>Determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno</u>							
Tiempo (d)		S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)		S _{DBO} (mg/L)		
0		0.0	3		158.8		
1		76.5	4		176.5		
2		135.3	5		194.1		
			6		205.9		
			8		214.7		
			10		220.6		
<u>Análisis Respirométrico</u>							
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.							
X _{SS} : 2020 mg/L							
T: 20°C							
Tiempo (h)		S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)		S _{O2} Consumido (mg/L)	
		Blanco	Muestra			Blanco	Muestra
0.0		0.00	0.00	3.5		33.97	52.23
0.5		0.91	2.45	4.0		41.02	61.83
1.0		3.26	8.06	4.5		50.01	72.13
1.5		5.47	14.77	5.0		57.43	82.00
2.0		11.78	22.39	7.0		81.97	112.08
2.5		19.57	32.39	10.0		114.66	155.64
3.0		25.61	41.62				

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.15

Caracterización del agua residual industrial sintética para experimentos de laboratorio.
INDUSTRIAS CÁRNICAS.

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Análisis Químico</u>							
S _{DQO} (mg/L):		302	S _{P-PO4} (mg/L):		9.0		
S _{N-NO3} (mg/L):		0	S _{N-NH4} (mg/L):		16.9		
S _{ALC} (mol/m ³):		1. 7	X _{SS} (mg/L):		0		
<u>Determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno</u>							
Tiempo (d)		S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)		S _{DBO} (mg/L)		
0		0.0	3		13.3		
1		13.3	4		13.3		
2		13.3	5		20.0		
6		20.0	8		20.3		
10		20.3	10		20.3		
<u>Análisis Respirométrico</u>							
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.							
X _{SS} : 1610 mg/L							
T: 20°C							
Tiempo (h)		S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)		S _{O2} Consumido (mg/L)	
		Blanco	Muestra			Blanco	Muestra
0.0		0.00	0.00	3.5		52.36	92.96
0.5		7.55	13.75	4.0		62.13	105.38
1.0		13.19	26.90	4.5		72.20	107.97
1.5		20.54	39.96	5.0		80.96	108.67
2.0		28.23	53.02	7.0		119.93	116.93
2.5		35.34	65.37	10.0		165.04	121.04
3.0		43.40	78.69				

TABLA 5.16

Caracterización del agua residual industrial sintética para experimentos de laboratorio.
INDUSTRIAS DEL PROCESADO DE LA PATATA.

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Análisis Químico</u>							
S _{DQO} (mg/L): 272		S _{P-PO4} (mg/L): 10.2					
S _{N-NO3} (mg/L): 0.0		S _{N-NH4} (mg/L): 18.4					
S _{ALC} (mol/m ³): 1.4		X _{SS} (mg/L): 0					
<u>Determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno</u>							
Tiempo (d)		S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)		S _{DBO} (mg/L)		
0		0	3		186.7		
1		120.0	4		200.0		
2		173.3	5		213.3		
			6		227.3		
			8		232.7		
			10		232.7		
<u>Análisis Respirométrico</u>							
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.							
X _{SS} : 1610 mg/L							
T: 20°C							
Tiempo (h)		S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)		S _{O2} Consumido (mg/L)	
		Blanco	Muestra			Blanco	Muestra
0.0		0	0.00	3.5		50.79	96.70
0.5		7.42	13.26	4.0		61.24	107.01
1.0		12.8	30.11	4.5		70.03	117.85
1.5		19.93	47.60	5.0		78.53	127.89
2.0		27.41	64.01	7.0		116.9	158.50
2.5		34.28	75.66	10.0		160.09	190.08
3.0		43.2	86.50				

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.17

Caracterización del agua residual industrial sintética para experimentos de laboratorio.
INDUSTRIAS AZUCARERAS DE REMOLACHA.

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Análisis Químico</u>							
S _{DQO} (mg/L):		296	S _{P-PO4} (mg/L):		11.2		
S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	S _{N-NH4} (mg/L):		15.0		
S _{ALC} (mol/m³):		1. 9	X _{SS} (mg/L):		0		
<u>Determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno</u>							
Tiempo (d)		S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)		S _{DBO} (mg/L)		
0		0	3		111.7		
1		52.9	4		141.2		
2		94.1	5		164.7		
			6		173.5		
			8		186.7		
			10		198.5		
<u>Análisis Respirométrico</u>							
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.							
X _{SS} : 1610 mg/L							
T: 20°C							
Tiempo (h)		S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)		S _{O2} Consumido (mg/L)	
		Blanco	Muestra			Blanco	Muestra
0.0		0.00	0.00	3.5		43.90	86.57
0.5		4.97	18.90	4.0		46.12	101.44
1.0		4.97	18.90	4.5		48.30	110.63
1.5		4.97	25.51	5.0		52.60	126.78
2.0		14.16	41.32	7.0		86.83	159.30
2.5		27.15	57.10	10.0		132.25	202.40
3.0		37.33	72.47				

TABLA 5.18

Caracterización del agua residual industrial sintética para experimentos de laboratorio.
INDUSTRIAS DEL PROCESADO DEL TOMATE.

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL					
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>					
<u>Análisis Químico</u>					
S _{DQO} (mg/L):		364	S _{P-PO4} (mg/L):		10.1
S _{N-NO3} (mg/L):		0	S _{N-NH4} (mg/L):		19.0
S _{ALC} (mol/m³):		1.9	X _{SS} (mg/L):		0
<u>Determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno</u>					
Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)
0	0.0	3	176.0	6	212.0
1	96.0	4	192.0	8	207.6
2	160.0	5	200.0	10	221.6
<u>Análisis Respirométrico</u>					
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.					
X _{SS} : 1610 mg/L					
T: 20°C					
Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)	
	Blanco	Muestra		Blanco	Muestra
0.0	0.00	0.00	3.5	83.18	111.04
0.5	7.45	16.72	4.0	93.55	123.66
1.0	18.56	36.22	4.5	104.26	136.14
1.5	32.96	51.12	5.0	112.28	145.21
2.0	45.11	69.58	7.0	141.11	176.35
2.5	60.15	84.59	10.0	183.97	219.15
3.0	73.17	96.94			

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.19

Caracterización del agua residual industrial sintética para experimentos de laboratorio.
INDUSTRIAS VITIVINÍCOLAS.

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL					
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>					
<u>Análisis Químico</u>					
S _{DQO} (mg/L): 312		S _{P-PO4} (mg/L): 9.7			
S _{N-NO3} (mg/L): 0		S _{N-NH4} (mg/L): 19.5			
S _{ALC} (mol/m ³): 1.9		X _{SS} (mg/L): 0			
<u>Determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno</u>					
Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)	Tiempo (d)	S _{DBO} (mg/L)
0	0.0	3	200.0	6	228.3
1	116.7	4	216.7	8	230.0
2	188.9	5	227.8	10	230.3
<u>Análisis Respirométrico</u>					
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.					
X _{SS} : 1610 mg/L					
T: 20°C					
Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)	
	Blanco	Muestra		Blanco	Muestra
0.0	0.00	0.00	3.5	65.15	159.94
0.5	6.75	27.09	4.0	71.33	171.05
1.0	14.10	49.74	4.5	80.52	187.90
1.5	25.44	79.69	5.0	84.49	199.65
2.0	34.91	98.21	7.0	108.08	263.39
2.5	47.19	125.07	10.0	140.27	309.34
3.0	55.32	139.57			

TABLA 5.20 a

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-1.

Experimento anaerobio de referencia "blanco" o de respuesta mínima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua con nutrientes inorgánicos.</i>							
<u>Composición</u>							
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		13.0		S _{PT} (mg/L):		11.5	
S _{DBO5} (mg/L):		--		S _{NT} (mg/L):		17.1	
S _A (mg/L):		--		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1910.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	13.0	11.5	11.5	17.1	14.6	87.6	4.1
1.0	12.0	11.8	12.0	16.0	15.0	88.7	4.1
3.5	15.0	13.3	13.5	14.7	15.2	72.9	4.0
6.0	10.0	13.4	13.5	15.0	15.0	81.2	4.0
8.0	11.0	13.2	14.0	15.1	15.7	79.1	4.0
12.5	6.0	15.0	15.5	15.6	15.7	80.0	3.9

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.20 b

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-1.

Experimento anaerobio de referencia de respuesta máxima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual sintética</i> (Nutrientes inorgánicos más acetato sódico).							
<u>Composición</u>							
Acetato sódico (mg/L):		322.0		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0					
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		340.0		S _{PT} (mg/L):		13.0	
S _{DBO5} (mg/L):		295.8		S _{NT} (mg/L):		16.4	
S _A (mg/L):		340.0		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango	
						X _{SS} (mg/L) = 1620.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	340.0	12.5	13.0	16.4	14.9	91.0	4.0
1.0	301.4	33.0	33.0	15.6	14.0	87.4	3.0
3.5	255.0	49.5	48.0	13.7	13.7	90.8	2.2
6.0	221.0	54.5	52.0	15.0	15.3	90.1	2.0
8.0	226.0	51.5	52.5	13.9	13.6	86.1	2.0
12.5	206.0	53.5	53.0	14.8	14.1	88.7	1.9

TABLA 5.20 c

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-1.

Respuesta de la etapa anaerobia ante un vertido de agua residual de industrias queseras.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Composición</u>							
Agua residual de industrias queseras (mg S _{DQO} /L):		300					
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		351.0		S _{PT} (mg/L):		13.5	
S _{DBO5} (mg/L):		147.4		S _{NT} (mg/L):		17.0	
S _A (mg/L):		58.0		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 2120.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	351	13.5	13.5	17.0	15.3	84.4	4.0
1.0	338	22.5	23.0	17.0	15.5	83.5	3.6
2.4	305	27.5	27.0	19.0	16.9	82.9	3.3
4.4	285	28.0	27.5	19.0	15.5	86.2	3.3
7.2	255	29.0	28.5	21.0	17.5	83.5	3.2
9.4	250	33.5	33.5	19.0	17.4	91.3	3.0
9.8	240	29.0	28.0	18.0	16.1	85.8	3.2

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.20 d

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-1.
Respirometrías tras distintos tiempos de fermentación anaerobia.
Aguas residuales de industrias queseras.

CONDICIONES DE OPERACIÓN						
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL						
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética. (Tabla 5.20 c)</i>						
<i>Análisis respirométrico para diferentes tiempos de retención anaerobio</i>						
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.						
X _{SS} : 2120 mg/L						
Tiempo (h)	Consumo de oxígeno (mg/L)					
	BLANCO	TRH _{AN} 0 h	TRH _{AN} 2.4 h	TRH _{AN} 4.4 h	TRH _{AN} 7.2 h	TRH _{AN} 9.4 h
0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.5	8.21	25.26	29.06	32.55	38.04	41.54
1.0	15.22	36.77	39.31	44.65	46.49	49.43
1.5	27.08	51.95	54.26	58.38	61.12	64.30
2.0	36.32	62.34	64.72	68.80	72.08	75.93
2.5	48.42	75.34	78.93	84.33	87.22	90.21
3.0	56.53	84.33	87.68	91.24	95.15	99.06
3.5	66.70	96.80	99.06	103.29	106.76	110.13
4.0	72.49	102.63	105.50	110.36	113.89	117.10
4.5	81.71	115.58	117.85	119.84	124.98	127.76
5.0	86.21	120.15	121.78	127.10	131.04	132.20
7.0	109.32	148.19	151.65	156.84	161.72	163.46
10.0	141.38	194.68	205.17	203.84	212.46	211.09

TABLA 5.21 a

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-2.

Experimento anaerobio de referencia "blanco" o de respuesta mínima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua con nutrientes inorgánicos.</i>							
<u>Composición</u>							
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		0.0		S _{PT} (mg/L):		9.5	
S _{DBO5} (mg/L):		--		S _{NT} (mg/L):		15.9	
S _A (mg/L):		--		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1860.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	0.0	9.0	9.5	15.9	15.8	93.9	4.1
1.0	2.0	9.5	9.0	15.3	13.4	91.2	4.0
4.0	0.0	10.0	9.5	15.6	13.3	91.3	4.0
6.5	5.0	10.5	10.1	14.2	12.3	98.9	4.0
15.5	3.0	14.0	13.4	12.4	11.5	90.4	3.8
21.0	36.0	13.0	14.5	12.4	11.2	88.7	3.9
26.00	16.0	16.5	15.9	11.4	11.2	91.7	3.7

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.21 b

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-2.

Experimento anaerobio de referencia de respuesta máxima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):	20	pH:	7.0-7.2				
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual sintética</i> (Nutrientes inorgánicos más acetato sódico).							
<u>Composición</u>							
Acetato sódico (mg/L):	322.0	MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):	50.0				
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):	74.2	CaCl ₂ (mg/L):	30.0				
KH ₂ PO ₄ (mg/L):	44.5	(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):	3.0				
NaHCO ₃ (mg/L):	115.0						
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):	233.0	S _{PT} (mg/L):	9.5				
S _{DBO5} (mg/L):	207.4	S _{NT} (mg/L):	15.5				
S _A (mg/L):	233.0	S _{N-NO3} (mg/L):	0.0				
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1980.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	233.0	9.5	9.3	15.5	15.0	86.8	4.0
1.0	202.0	26.0	25.8	15.8	14.0	95.2	3.2
4.0	150.0	43.0	42.6	15.3	14.1	88.8	2.4
6.5	112.0	45.0	44.9	14.9	12.4	90.6	2.3
15.5	92.0	46.0	47.3	12.6	11.0	91.9	2.3
21.0	70.0	44.0	46.0	13.4	12.2	91.9	2.4
26.00	88.0	48.0	49.5	12.6	12.0	92.7	2.2

TABLA 5.21 c

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-2.

Respuesta de la etapa anaerobia ante un vertido de agua residual de industrias lácteas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Composición</u>							
Agua residual de industrias lácteas (mg S _{DQO} /L):		300					
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		303.0		S _{PT} (mg/L):		9.5	
S _{DBO5} (mg/L):		194.1		S _{NT} (mg/L):		18.5	
S _A (mg/L):		28.6		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 2220.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.00	303.0	9.5	9.5	18.5	14.3	89.4	4.0
1.20	280.5	20.5	20.0	18.6	14.4	86.3	3.5
2.83	274.0	24.0	25.0	18.2	13.8	82.1	3.3
6.00	256.0	26.5	26.5	15.0	12.6	91.3	3.2
15.10	260.0	28.0	28.0	15.2	12.5	89.7	3.2
20.55	252.0	29.0	31.0	13.8	13.7	89.8	3.1
26.00	229.0	31.0	31.0	13.0	12.5	94.2	3.0

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.21 d

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-2.
Respirometrías tras distintos tiempos de fermentación anaerobia.
Aguas residuales de industrias lácteas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética. (Tabla 5.21 c)</i>							
<u>Análisis respirométrico para diferentes tiempos de retención anaerobio</u>							
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.							
X _{SS} : 2020 mg/L							
Tiempo (h)	Consumo de oxígeno (mg/L)						
	BLANCO	TRH _{AN} 0 h	TRH _{AN} 2.8 h	TRH _{AN} 6.0 h	TRH _{AN} 20.1 h	TRH _{AN} 25.6 h	TRH _{AN} 31.3 h
0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.5	0.91	2.45	9.06	23.70	19.23	26.21	33.77
1.0	3.26	8.06	21.25	37.39	36.39	45.52	50.45
1.5	5.47	14.77	32.56	51.09	53.24	64.18	73.84
2.0	11.78	22.39	46.22	66.06	68.10	82.44	91.80
2.5	19.57	32.39	58.51	79.62	83.04	99.15	108.65
3.0	25.61	41.62	69.45	91.33	96.77	115.00	125.07
3.5	33.97	52.23	80.29	103.65	109.83	130.50	140.10
4.0	41.02	61.83	89.35	113.22	120.53	145.07	150.68
4.5	50.01	72.13	100.53	123.25	130.50	158.73	162.59
5.0	57.43	82.00	110.87	132.58	139.50	170.51	171.49
7.0	81.97	112.08	142.99	158.09	164.57	203.61	201.83
10.0	114.66	155.64	174.00	192.67	198.47	243.15	234.59

TABLA 5.22 a

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-3.

Experimento anaerobio de referencia "blanco" o de respuesta mínima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua con nutrientes inorgánicos.</i>							
<u>Composición</u>							
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		28.0		S _{PT} (mg/L):		9.6	
S _{DBO5} (mg/L):		--		S _{NT} (mg/L):		16.3	
S _A (mg/L):		--		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1400.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	28.0	9.1	9.6	16.3	16.0	84.3	4.9
1.3	24.0	9.4	9.9	16.8	16.7	86.4	4.9
3.3	21.0	10.0	10.5	16.5	16.0	84.2	4.8
6.3	20.0	10.9	11.0	15.5	14.8	84.9	4.8
7.8	19.0	11.3	12.4	14.2	13.8	87.1	4.8
19.2	17.0	17.0	17.5	13.4	13.4	88.2	4.4
29.8	19.0	22.5	28.0	16.3	16.3	92.8	4.1

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.22 b

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-3.

Experimento anaerobio de referencia de respuesta máxima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual sintética</i> (Nutrientes inorgánicos más acetato sódico).							
<u>Composición</u>							
Acetato sódico (mg/L):		322.0		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0					
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		307.0		S _{PT} (mg/L):		9.2	
S _{DBO5} (mg/L):		276.3		S _{NT} (mg/L):		17.6	
S _A (mg/L):		307.0		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1430.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	307.0	8.9	9.2	17.6	17.2	83.6	4.9
1.3	258.0	41.2	41.2	16.9	16.4	95.9	3.0
3.3	220.0	50.8	50.8	17.0	16.4	84.1	2.4
6.3	203.0	55.9	53.7	15.7	15.1	88.0	2.1
7.8	210.0	55.4	55.9	17.9	17.8	90.7	2.2
19.2	201.0	55.9	54.8	17.2	17.1	87.0	2.1
29.8	195.0	54.2	51.4	17.6	17.0	84.5	2.2

TABLA 5.22 c

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-3.

Respuesta de la etapa anaerobia ante un vertido de agua residual de industrias cárnicas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Composición</u>							
Agua residual de industrias cárnicas (mg S _{DQO} /L):						300	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		302.3		S _{PT} (mg/L):		10.0	
S _{DBO5} (mg/L):		20.0		S _{NT} (mg/L):		22.0	
S _A (mg/L):		6.7		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1610.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	302.3	8.5	10.0	22.0	16.9	83.9	4.9
1.3	275.0	9.9	10.1	22.1	16.4	84.4	4.8
3.0	258.2	10.5	12.5	21.6	16.3	89.8	4.8
6.5	271.3	11.4	11.7	21.7	17.7	85.1	4.8
7.5	263.0	12.1	12.6	21.9	18.2	85.4	4.7
19.0	258.5	16.2	14.1	20.4	19.9	87.6	4.5
29.5	260.4	19.5	19.5	20.2	20.9	93.9	1.5

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.22 d

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-3.
Respirometrías tras distintos tiempos de fermentación anaerobia.
Aguas residuales de industrias cárnicas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética. (Tabla 5.22 c)</i>							
<u>Análisis respirométrico para diferentes tiempos de retención anaerobio</u>							
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.							
X _{SS} : 1610 mg/L							
Tiempo (h)	Consumo de oxígeno (mg/L)						
	BLANCO	TRH _{AN} 0 h	TRH _{AN} 3.0 h	TRH _{AN} 6.5 h	TRH _{AN} 7.8 h	TRH _{AN} 29.0 h	TRH _{AN} 34.3 h
0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.5	7.55	13.75	17.17	18.55	14.79	16.73	22.77
1.0	13.19	26.90	34.69	40.03	37.81	45.43	52.72
1.5	20.54	39.96	53.52	69.50	58.66	73.93	78.43
2.0	28.23	53.02	70.34	82.19	82.72	102.39	109.34
2.5	35.34	65.37	84.87	92.89	103.23	129.04	134.85
3.0	43.40	78.69	99.20	100.95	123.14	156.16	158.41
3.5	52.36	92.96	109.68	109.91	145.66	183.86	186.21
4.0	62.13	105.38	107.29	118.94	168.42	213.39	210.84
4.5	72.20	107.97	109.89	122.40	181.81	232.46	236.05
5.0	80.96	108.67	112.63	123.24	179.39	235.38	258.51
7.0	119.93	116.93	119.93	146.46	195.81	258.61	277.54
10.0	165.04	121.04	168.00	186.37	218.53	278.24	292.14

TABLA 5.23 a

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-4.

Experimento anaerobio de referencia "blanco" o de respuesta mínima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua con nutrientes inorgánicos.</i>							
<u>Composición</u>							
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		20.6		S _{PT} (mg/L):		12.5	
S _{DBO5} (mg/L):		--		S _{NT} (mg/L):		21.1	
S _A (mg/L):		--		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1140.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	20.6	12.0	12.5	21.1	15.8	86.9	5.4
1.0	17.7	10.5	9.0	21.6	14.7	85.7	5.5
2.5	19.0	12.5	9.3	21.1	14.9	83.2	5.3
6.5	17.4	13.5	12.3	20.8	14.3	76.1	5.3
13.8	13.1	16.5	17.5	19.9	13.2	73.2	5.0
19.5	20.1	18.0	21.3	20.0	13.1	86.9	4.9

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.23 b

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-4.

Experimento anaerobio de referencia de respuesta máxima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual sintética</i> (Nutrientes inorgánicos más acetato sódico).							
<u>Composición</u>							
Acetato sódico (mg/L):		322.0		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0					
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		314.0		S _{PT} (mg/L):		11.8	
S _{DBO5} (mg/L):		285.7		S _{NT} (mg/L):		18.2	
S _A (mg/L):		314.0		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1000.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	314.0	10.8	11.8	18.2	18.2	78.7	5.4
1.0	283.0	25.5	26.3	16.7	16.1	74.1	4.3
2.5	250.0	40.0	42.0	18.1	17.9	93.5	3.0
6.5	228.0	43.8	47.5	16.7	16.3	89.9	2.6
13.8	225.0	48.0	48.2	16.4	16.1	71.5	2.5
19.5	213.0	51.0	52.0	15.9	15.8	90.3	2.2

TABLA 5.23 c

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-4.
 Respuesta de la etapa anaerobia ante un vertido de agua residual de industrias del
 procesamiento de la patata.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):	20	pH:	7.0-7.2				
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Composición</u>							
Agua residual de industrias del procesado de la patata (mg S _{DQO} /L):		300					
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):	74.2	MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):	50.0				
KH ₂ PO ₄ (mg/L):	44.5	CaCl ₂ (mg/L):	30.0				
NaHCO ₃ (mg/L):	115.0	(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):	3.0				
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):	272.6	S _{PT} (mg/L):	10.3				
S _{DBO5} (mg/L):	213.3	S _{NT} (mg/L):	50.1				
S _A (mg/L):	33.0	S _{N-NO3} (mg/L):	0.0				
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1090.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	272.6	10.0	10.3	50.1	18.4	83.8	5.5
1.0	266.0	12.0	12.3	47.2	20.5	84.0	5.4
2.5	241.0	20.0	20.5	47.9	24.7	86.3	4.7
6.5	189.0	38.5	39.0	49.7	30.1	88.0	3.3
13.8	182.0	41.0	41.3	43.5	35.0	78.5	3.1
19.5	176.0	40.0	41.0	43.9	35.9	92.7	3.1

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.23 d

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-4.
Respirometrías tras distintos tiempos de fermentación anaerobia.
Aguas residuales de industrias del procesado de la patata.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética. (Tabla 5.23 c)</i>							
<u>Análisis respirométrico para diferentes tiempos de retención anaerobio</u>							
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.							
X _{SS} : 1090 mg/L							
Tiempo (h)	Consumo de oxígeno (mg/L)						
	BLANCO	TRH _{AN} 0 h	TRH _{AN} 1.0 h	TRH _{AN} 2.5 h	TRH _{AN} 6.5 h	TRH _{AN} 13.8 h	TRH _{AN} 20.0 h
0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.5	7.42	13.26	17.45	15.10	14.33	24.97	28.40
1.0	12.80	30.11	28.56	37.33	33.77	50.38	64.71
1.5	19.93	47.60	41.99	55.85	61.96	78.07	102.88
2.0	27.41	64.01	54.65	80.32	82.87	107.68	139.03
2.5	34.28	75.66	66.49	98.15	101.87	131.04	169.88
3.0	43.20	86.50	77.13	117.25	119.76	153.53	198.27
3.5	50.79	96.70	89.92	136.11	129.87	174.71	223.82
4.0	61.24	107.01	104.49	151.99	149.80	195.76	244.49
4.5	70.03	117.85	119.70	163.63	171.72	213.55	265.14
5.0	78.53	127.89	133.83	175.82	189.45	232.41	283.40
7.0	116.90	158.50	191.59	221.90	257.25	291.62	349.65
10.0	160.09	190.08	258.66	267.08	318.98	343.88	413.26

TABLA 5.24 a

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-5.

Experimento anaerobio de referencia "blanco" o de respuesta mínima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua con nutrientes inorgánicos.</i>							
<u>Composición</u>							
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		10.0		S _{PT} (mg/L):		10.8	
S _{DBO5} (mg/L):		--		S _{NT} (mg/L):		14.1	
S _A (mg/L):		--		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1779.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	10	10.3	10.8	14.1	13.5	94.8	4.1
2.0	22	11.7	11.9	13.0	12.5	97.0	4.1
5.0	30	14.9	15.1	15.0	14.5	96.0	3.9
8.8	24	14.9	15.0	13.1	12.8	95.1	3.9
12.0	18	13.9	14.0	11.0	10.8	89.6	4.0
20.0	16	14.8	14.8	12.5	10.2	88.4	3.8

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.24 b

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-5.

Experimento anaerobio de referencia de respuesta máxima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual sintética</i> (Nutrientes inorgánicos más acetato sódico).							
<u>Composición</u>							
Acetato sódico (mg/L):		322.0		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0					
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		286.0		S _{PT} (mg/L):		10.3	
S _{DBO5} (mg/L):		248.8		S _{NT} (mg/L):		15.0	
S _A (mg/L):		286.0		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango	
						X _{SS} (mg/L) = 1953.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	286	10.3	10.3	15.0	15.0	97.1	4.1
2.0	239.5	26.5	26.8	15.2	14.8	95.5	3.1
5.0	192.3	42.3	42.5	13.0	12.8	99.1	2.3
8.8	159.6	52.9	53.0	14.1	13.8	94.1	2.2
12.0	162.4	54.6	55.1	12.0	12.0	93.7	2.2
20.0	165.2	49.9	50.6	13.3	13.0	97.0	2.1

TABLA 5.24 c

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-5.

Respuesta de la etapa anaerobia ante un vertido de agua residual de industrias azucareras de remolacha.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):	20	pH:	7.0-7.2				
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Composición</u>							
Agua residual de industrias azucareras de remolacha (mg S _{DQO} /L):		300					
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):	74.2	MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):	50.0				
KH ₂ PO ₄ (mg/L):	44.5	CaCl ₂ (mg/L):	30.0				
NaHCO ₃ (mg/L):	115.0	(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):	3.0				
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):	296.0	S _{PT} (mg/L):	11.5				
S _{DBO5} (mg/L):	164.7	S _{NT} (mg/L):	14.1				
S _A (mg/L):	48.4	S _{N-NO3} (mg/L):	0.0				
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1760.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	296	11.2	11.5	14.1	14.0	95.8	4
2.0	257	19.6	20.1	16.0	15.5	96.6	3.6
4.5	220	26.9	27.0	17.0	15.8	89.8	3.2
10.5	170	33.4	33.4	13.2	12.6	94.7	3.0
13.5	179	29.9	30.0	12.0	11.4	96.0	3.1
20.0	172	32.1	32.3	12.5	12.0	97.1	2.9

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.24 d

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-5.
Respirometrías tras distintos tiempos de fermentación anaerobia.
Aguas residuales de industrias azucareras de remolacha.

CONDICIONES DE OPERACIÓN						
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL						
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética. (Tabla 5.24 c)</i>						
<u>Análisis respirométrico para diferentes tiempos de retención anaerobio</u>						
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.						
X _{SS} : 1760 mg/L						
Tiempo (h)	Consumo de oxígeno (mg/L)					
	BLANCO	TRH _{AN} 0 h	TRH _{AN} 2.0 h	TRH _{AN} 4.5 h	TRH _{AN} 10.5 h	TRH _{AN} 21.0 h
0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.5	4.97	18.90	31.08	30.65	42.14	43.03
1.0	4.97	18.90	55.89	46.89	66.45	73.72
1.5	4.97	25.51	74.38	60.49	86.35	99.86
2.0	14.16	41.32	80.49	72.00	107.44	122.19
2.5	27.15	57.10	91.70	79.79	126.66	139.41
3.0	37.33	72.47	116.94	87.00	145.73	151.11
3.5	43.90	86.57	143.39	90.43	161.90	153.42
4.0	46.12	101.44	167.59	114.22	175.74	154.63
4.5	48.30	110.63	183.34	150.51	189.69	158.95
5.0	52.60	126.78	198.81	179.68	203.86	162.96
7.0	86.83	159.30	240.80	241.10	252.86	182.74
10.0	132.25	202.40	283.73	299.71	307.30	227.63

TABLA 5.25 a

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-6.

Experimento anaerobio de referencia "blanco" o de respuesta mínima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua con nutrientes inorgánicos.</i>							
<u>Composición</u>							
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		31.4		S _{PT} (mg/L):		12.5	
S _{DBO5} (mg/L):		--		S _{NT} (mg/L):		16.3	
S _A (mg/L):		--		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1560.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	31.4	12.1	12.5	16.3	11.8	88.6	3.9
1.0	35.0	10.4	12.1	12.2	12.4	86.8	4.0
2.0	39.2	12.4	13.7	10.0	9.4	86.0	3.9
6.0	56.2	13.4	13.4	11.2	6.7	86.6	3.8
13.3	23.2	14.8	12.5	9.7	9.2	87.7	3.8
25.0	21.3	15.7	11.7	9.0	8.7	88.4	3.7
30.0	27.3	16.7	15.6	8.8	6.8	89.5	3.6

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.25 b

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-6.

Experimento anaerobio de referencia de respuesta máxima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual sintética</i> (Nutrientes inorgánicos más acetato sódico).							
<u>Composición</u>							
Acetato sódico (mg/L):		322.0		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0					
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		349.0		S _{PT} (mg/L):		14.3	
S _{DBO5} (mg/L):		296.7		S _{NT} (mg/L):		16.2	
S _A (mg/L):		349.0		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1390.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	349.0	14.3	12.7	16.2	14.6	86.3	3.8
1.0	319.6	26.3	25.7	9.7	13.5	87.6	3.1
2.0	269.3	34.9	16.6	10.2	6.8	89.6	2.5
6.0	231.1	41.0	31.9	10.4	9.5	92.1	2.2
13.3	215.6	39.9	33.6	7.9	9.7	92.9	2.2
25.0	221.0	42.8	56.0	8.9	8.4	91.3	2.1
30.0	208.0	43.8	31.3	5.7	6.5	88.5	2.0

TABLA 5.25 c

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-6.
 Respuesta de la etapa anaerobia ante un vertido de agua residual de industrias del
 procesado del tomate.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):	20	pH:	7.0-7.2				
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Composición</u>							
Agua residual de industrias del procesado del tomate (mg S _{DQO} /L):		300					
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):	74.2	MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):	50.0				
KH ₂ PO ₄ (mg/L):	44.5	CaCl ₂ (mg/L):	30.0				
NaHCO ₃ (mg/L):	115.0	(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):	3.0				
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):	364.4	S _{PT} (mg/L):	11.1				
S _{DBO5} (mg/L):	200.0	S _{NT} (mg/L):	19.7				
S _A (mg/L):	96.0	S _{N-NO3} (mg/L):	0.0				
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1510.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	364.4	10.1	11.1	19.7	8.9	89.3	4.0
2.0	316.5	24.1	24.1	15.2	15.8	94.5	3.2
6.0	306.0	32.0	31.0	15.6	16.7	93.2	2.7
13.5	296.0	32.2	32.9	19.7	11.3	95.6	2.7
25.0	290.0	33.9	31.3	10.4	7.9	97.6	2.6
30.0	257.0	33.0	29.6	10.0	6.9	97.3	2.7

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.25 d

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-6.
Respirometrías tras distintos tiempos de fermentación anaerobia.
Aguas residuales de industrias del procesamiento del tomate.

CONDICIONES DE OPERACIÓN						
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL						
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética. (Tabla 5.25 c)</i>						
<u>Análisis respirométrico para diferentes tiempos de retención anaerobio</u>						
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.						
X _{SS} : 1510 mg/L						
Tiempo (h)	Consumo de oxígeno (mg/L)					
	BLANCO	TRH _{AN} 0 h	TRH _{AN} 2.0 h	TRH _{AN} 6.0 h	TRH _{AN} 13.5 h	TRH _{AN} 25.0 h
0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.5	7.45	16.72	25.04	29.50	59.88	31.08
1.0	18.56	36.22	54.41	55.08	93.61	56.36
1.5	32.96	51.12	81.30	77.70	117.98	75.66
2.0	45.11	69.58	106.07	95.86	139.97	90.86
2.5	60.15	84.59	129.46	113.45	161.92	108.72
3.0	73.17	96.94	150.95	128.59	178.67	120.30
3.5	83.18	111.04	168.60	143.16	193.31	134.83
4.0	93.55	123.66	181.19	156.45	207.10	146.72
4.5	104.26	136.14	198.51	169.71	218.82	157.69
5.0	112.28	145.21	214.72	181.89	230.29	166.32
7.0	141.11	176.35	269.16	227.61	262.58	204.99
10.0	183.97	219.15	337.13	282.96	306.86	247.65

TABLA 5.26 a

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-7.

Experimento anaerobio de referencia "blanco" o de respuesta mínima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua con nutrientes inorgánicos.</i>							
<u>Composición</u>							
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		22.4		S _{P-PO4} (mg/L):		9.4	
S _{DBO5} (mg/L):		--		S _{N-NH4} (mg/L):		16.3	
S _A (mg/L):		--		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1360.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	22.4	9.4	10.4	24.8	16.3	85.0	4.1
1.0	15.4	9.2	10.3	18.7	15.4	84.0	4.2
2.0	6.7	10.1	11.8	17.7	15.6	83.7	4.1
5.0	3.5	10.7	9.0	17.5	15.0	89.0	4.0
10.0	16.0	11.8	11.8	23.4	14.3	83.7	4.0
22.0	16.7	15.0	13.5	20.0	11.2	97.1	3.7
26.5	18.5	13.0	13.4	23.4	10.6	86.3	3.9

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.26 b

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-7.

Experimento anaerobio de referencia de respuesta máxima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual sintética</i> (Nutrientes inorgánicos más acetato sódico).							
<u>Composición</u>							
Acetato sódico (mg/L):		322.0		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0					
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		354.7		S _{P-PO4} (mg/L):		8.9	
S _{DBO5} (mg/L):		305.0		S _{N-NH4} (mg/L):		15.3	
S _A (mg/L):		354.7		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango X _{SS} (mg/L) = 1100.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	354.7	8.9	9.6	17.6	15.3	82.1	4.2
1.0	319.0	18.5	20.7	12.9	14.6	87.2	3.5
2.0	261.3	27.1	28.0	14.1	14.3	88.8	2.9
5.0	238.0	29.5	30.7	13.8	14.7	81.2	2.7
10.0	225.0	33.1	32.8	14.3	15.0	85.9	2.5
22.0	200.0	36.2	36.7	15.0	15.1	91.0	2.3
26.5	213.0	38.3	36.3	13.5	14.1	98.5	2.1

TABLA 5.26 c

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-7.

Respuesta de la etapa anaerobia ante un vertido de agua residual de industrias vitivinícolas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN							
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL							
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>							
<u>Composición</u>							
Agua residual de industrias vitivinícolas (mg S _{DQO} /L):						300	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
<u>Características</u>							
S _{DQO} (mg/L):		312.6		S _{PT} (mg/L):		9.7	
S _{DBO5} (mg/L):		227.8		S _{NT} (mg/L):		19.9	
S _A (mg/L):		72.5		S _{N-NO3} (mg/L):		0.0	
AGUA TRATADA EN CONDICIONES ANAEROBIAS							
Tiempo (h)	Características del agua tratada					Características del fango	
						X _{SS} (mg/L) = 1330.0	
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{PT} (mg/L)	S _{NT} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	312.6	9.7	9.3	19.9	11.3	85.8	4.1
2.0	233.6	9.7	9.5	10.4	11.3	88.0	4.1
5.0	264.5	11.7	12.9	11.7	11.4	87.7	4.0
10.0	212.2	11.2	18.8	13.7	11.4	85.0	4.0
22.0	108.8	16.9	18.8	7.2	7.9	83.4	3.6
26.5	71.2	18.4	20.7	10.7	5.5	93.7	3.5

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.26 d

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento AN-7.
Respirometrías tras distintos tiempos de fermentación anaerobia.
Aguas residuales de industrias vitivinícolas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN						
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL						
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética. (Tabla 5.26 c)</i>						
<u>Análisis respirométrico para diferentes tiempos de retención anaerobio</u>						
Fango: Procedente del estado estacionario del proceso A/O.						
X _{SS} : 1330 mg/L						
Tiempo (h)	Consumo de oxígeno (mg/L)					
	BLANCO	TRH _{AN} 0 h	TRH _{AN} 2.0 h	TRH _{AN} 5.0 h	TRH _{AN} 10. h	TRH _{AN} 26.5 h
0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.5	6.75	27.09	23.56	17.52	13.93	11.52
1.0	14.10	49.74	49.74	36.15	31.46	23.91
1.5	25.44	79.69	78.78	60.89	60.99	40.42
2.0	34.91	98.21	92.84	77.17	76.13	55.93
2.5	47.19	125.07	111.61	100.50	91.17	73.18
3.0	55.32	139.57	120.80	114.56	101.10	84.12
3.5	65.15	159.94	134.93	134.83	115.81	102.11
4.0	71.33	171.05	142.82	144.94	123.32	112.29
4.5	80.52	187.90	155.71	161.35	137.66	127.22
5.0	84.49	199.65	161.92	174.41	144.87	134.57
7.0	108.08	263.39	191.29	243.28	179.11	182.91
10.0	140.27	309.34	235.67	300.72	223.45	264.44

TABLA 5.27

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-1.
Experimento anóxico de referencia “blanco” o de respuesta mínima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN									
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2			
AGUA RESIDUAL									
Tipo: <i>Agua con nutrientes inorgánicos</i>									
<u>Composición</u>									
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0			
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0			
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		NaNO ₃ (mg/L):		182.1			
MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0							
<u>Características</u>									
S _{DQO} (mg/L):		0.0		S _{P-PO4} (mg/L):		10.3		S _A (mg/L):	--
S _{DBO5} (mg/L):		--		S _{N-NH4} (mg/L):		15.8		S _{N-NO3} (mg/L): 30.1	
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO									
Tiempo (h)	Características del agua					Características del fango			
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)	
0.0	6.9	10.3	15.8	0.0	30.1	1886	83.2	4.6	
0.5	3.0	9.1	13.1	0.2	29.8	1739	80.5	5.1	
1.0	9.2	10.8	14.7	0.2	29.0	1808	84.1	4.8	
2.3	0.4	11.3	12.5	0.1	28.5	1961	81.6	4.4	
3.0	11.0	10.7	13.1	0.3	28.4	1795	80.4	4.8	
4.5	13.7	10.2	15.9	0.3	28.0	1703	83.6	5.1	

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.28

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-2.

Experimento anóxico de referencia de respuesta máxima.

CONDICIONES DE OPERACIÓN								
Temperatura (°C):			20		pH:		7.0-7.2	
AGUA RESIDUAL								
Tipo: <i>Agua residual sintética</i> (Nutrientes inorgánicos más acetato sódico).								
<u>Composición</u>								
Acetato Sódico (mg/L):			322		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0	
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):			74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0	
KH ₂ PO ₄ (mg/L):			44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0	
NaHCO ₃ (mg/L):			115.0		NaNO ₃ (mg/L):		182.1	
<u>Características</u>								
S _{DQO} (mg/L):			364.0		S _{P-PO4} (mg/L):		12.6	
					S _A (mg/L):		364.0	
S _{DBO5} (mg/L):			310.0		S _{N-NH4} (mg/L):		15.7	
					S _{N-NO3} (mg/L):		30.1	
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO								
Tiempo (h)	Características del agua					Características del fango		
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.0	364	12.6	15.7	0.1	30.1	1877	80.5	4.5
0.5	356	10.0	14.4	0.5	23.8	1885	84.3	4.7
1.0	309	9.7	14.4	1.2	21.6	1953	83.4	4.5
1.5	287	10.1	13.7	2.4	19.6	1906	82.9	4.6
2.0	274	9.5	15.7	1.2	13.2	1841	81.6	4.8
2.5	267	9.6	13.3	3.5	10.5	1708	84.3	5.2
3.0	218	11.6	15.5	5.6	10.5	1680	83.2	5.1
4.0	155	12.0	14.0	5.5	5.6	1906	83.2	4.5

TABLA 5.29

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-3.

Respuesta de la etapa anóxica ante un vertido de agua residual de industrias queseras.

CONDICIONES DE OPERACIÓN								
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2		
AGUA RESIDUAL								
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>								
<u>Composición</u>								
Agua residual de industrias queseras (mg S _{DQO} /L):		300		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0		
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0		
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0		
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		NaNO ₃ (mg/L):		364.3		
<u>Características</u>								
S _{DQO} (mg/L):		321.0		S _{P-PO4} (mg/L):		11.2		S _A (mg/L): 46.0
S _{DBO5} (mg/L):		194.0		S _{N-NH4} (mg/L):		15.4		S _{N-NO3} (mg/L): 60.0
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO								
Tiempo (h)	Características del agua					Características del fango		
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.00	321.0	11.2	15.4	0.0	60.0	1809	80.0	4.8
0.25	318.1	10.9	15.8	0.2	59.4	1956	80.4	4.4
0.50	313.6	12.4	16.0	0.2	58.4	1680	80.9	5.0
0.75	310.6	9.2	12.9	0.2	57.0	1741	81.8	5.1
1.50	298.5	11.0	15.0	0.2	55.0	1832	82.2	4.7
3.50	266.4	10.9	15.0	0.5	48.1	1809	84.6	4.8
5.00	257.4	12.7	12.9	0.6	46.0	1812	83.2	4.6
6.50	247.8	9.7	13.7	0.3	43.8	1844	82.3	4.8
8.00	237.7	10.5	14.5	0.5	41.4	1773	81.7	4.9
10.00	223.3	9.1	13.0	1.3	38.1	1786	82.7	5.0
12.00	207.9	10.5	14.7	4.9	34.5	1788	84.2	4.9
16.00	173.3	11.3	14.7	7.9	26.4	1883	83.9	4.6

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.30

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-4.

Respuesta de la etapa anóxica ante un vertido de agua residual de industrias lácteas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN								
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2		
AGUA RESIDUAL								
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>								
<u>Composición</u>								
Agua residual de industrias lácteas (mg S _{DQO} /L):		300		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0		
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0		
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0		
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		NaNO ₃ (mg/L):		364.3		
<u>Características</u>								
S _{DQO} (mg/L):		310.0		S _{P-PO4} (mg/L):		9.6		S _A (mg/L): 47.0
S _{DBO5} (mg/L):		218.0		S _{N-NH4} (mg/L):		15.3		S _{N-NO3} (mg/L): 60.0
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO								
Tiempo (h)	Características del agua					Características del fango		
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.00	310.0	9.6	15.3	0.1	60.0	1845	80.5	4.8
0.25	307.3	10.0	14.7	0.2	59.0	1908	82.3	4.6
0.50	303.3	12.2	12.6	0.2	58.1	1964	81.8	4.3
0.75	300.6	10.5	15.5	0.2	56.9	1765	81.1	4.9
1.50	289.4	11.9	14.0	0.2	53.2	1688	83.1	5.0
3.50	269.3	12.3	14.8	0.2	46.9	1677	82.4	5.0
5.00	257.0	9.3	14.5	0.8	45.1	1926	84.4	4.6
6.50	243.8	9.1	14.8	1.5	41.7	1932	83.3	4.6
8.00	229.5	11.9	14.9	2.9	39.2	1685	83.0	5.0
10.00	208.6	9.5	14.7	6.8	34.5	1786	81.3	5.0
12.00	185.6	10.8	13.1	9.2	27.3	1780	83.9	4.9
16.00	132.2	10.5	12.5	21.3	15.1	1915	81.5	4.5

TABLA 5.31

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-5.
 Respuesta de la etapa anóxica ante un vertido de agua residual de
 industrias cárnicas o mataderos.

CONDICIONES DE OPERACIÓN								
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2		
AGUA RESIDUAL								
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>								
<u>Composición</u>								
Agua residual de industrias cárnicas (mg S _{DQO} /L):		300		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0		
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0		
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0		
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		NaNO ₃ (mg/L):		182.1		
<u>Características</u>								
S _{DQO} (mg/L):		330.0		S _{P-PO4} (mg/L):		10.0		S _A (mg/L): 30.0
S _{DBO5} (mg/L):		35.0		S _{N-NH4} (mg/L):		14.0		S _{N-NO3} (mg/L): 30.0
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO								
Tiempo (h)	Características del agua					Características del fango		
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.00	330.0	10.0	14.0	0	30.0	1832	82.5	4.8
0.20	327.7	10.7	15.0	0.2	29.3	1921	81.4	4.5
0.60	323.1	11.6	15.1	0.2	28.1	1755	80.9	4.9
0.80	320.7	10.3	15.2	0.2	27.9	1823	84.2	4.8
1.00	319.2	9.5	14.1	0.2	27.3	1883	80.9	4.7
1.40	317.4	12.1	13.5	0.2	27.1	1912	82.7	4.4
1.90	315.3	12.1	14.3	0.2	26.3	1817	81.3	4.7
2.50	312.6	11.5	13.5	0.2	25.6	1930	83.2	4.4
3.00	310.4	9.7	13.7	0.3	25.0	1729	84.1	5.1
3.50	308.1	12.4	13.1	0.3	24.6	1794	80.5	4.7
5.00	300.9	10.5	14.3	0.3	22.8	1773	80.4	4.9

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.32

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-6.
Respuesta de la etapa anóxica ante un vertido de agua residual de
industrias del procesado de la patata.

CONDICIONES DE OPERACIÓN								
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2		
AGUA RESIDUAL								
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>								
<u>Composición</u>								
Agua residual de industrias del procesado de la patata								
(mg S _{DQO} /L):		300		MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0		
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2		CaCl ₂ (mg/L):		30.0		
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5		(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0		
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0		NaNO ₃ (mg/L):		364.3		
<u>Características</u>								
S _{DQO} (mg/L):		270.0		S _{P-PO4} (mg/L):		10.8		S _A (mg/L): 42.0
S _{DBO5} (mg/L):		212.0		S _{N-NH4} (mg/L):		15.4		S _{N-NO3} (mg/L): 60.0
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO								
Tiempo (h)	Características del agua					Características del fango		
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.00	270.0	10.8	15.4	0	60.0	1844	81.0	4.7
0.25	266.2	11.3	14.8	0.2	58.7	1912	81.7	4.5
0.50	260.3	9.9	14.7	0.2	57.4	1885	80.0	4.7
0.75	256.4	9.1	15.8	0.3	56.5	1771	80.3	5.0
1.50	240.4	12.7	14.0	0.4	52.4	1873	81.7	4.5
3.50	221.3	12.7	13.5	0.2	49.9	1873	83.6	4.5
5.00	206.3	9.6	13.4	0.2	44.5	1797	83.0	4.9
6.50	190.3	9.6	14.8	0.4	41.9	1892	80.9	4.7
8.00	173.2	10.8	15.0	0.5	39.9	1812	82.1	4.8
10.00	148.8	9.2	15.1	1.1	33.0	1712	80.9	5.2
12.00	122.2	11.5	12.8	3.5	27.3	1923	84.0	4.4
16.00	62.8	10.8	15.4	5.2	22.3	1844	81.0	4.7

TABLA 5.33

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-7.
 Respuesta de la etapa anóxica ante un vertido de agua residual de
 industrias azucareras de remolacha.

CONDICIONES DE OPERACIÓN								
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2		
AGUA RESIDUAL								
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>								
<u>Composición</u>								
Agua residual de industrias azucareras de remolacha		300	MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0			
(mg S _{DQO} /L):								
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2	CaCl ₂ (mg/L):		30.0			
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5	(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0			
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0	NaNO ₃ (mg/L):		364.3			
<u>Características</u>								
S _{DQO} (mg/L):		289.0	S _{P-PO4} (mg/L):		12.2	S _A (mg/L):		58.0
S _{DBO5} (mg/L):		200.0	S _{N-NH4} (mg/L):		15.7	S _{N-NO3} (mg/L):		60.0
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO								
Tiempo (h)	Características del agua					Características del fango		
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.00	289.0	12.2	15.7	0.0	60.0	1815	82.8	4.7
0.25	286.1	10.3	13.1	0.3	58.2	1761	81.8	5.0
0.50	281.8	9.6	13.0	0.8	58.2	1838	81.8	4.8
0.75	278.9	9.7	12.9	1.4	57.4	1745	81.8	5.1
1.50	267.0	12.6	13.2	1.8	55.0	1808	83.7	4.6
3.50	235.4	10.5	13.4	3.6	47.1	1800	82.3	4.8
5.00	224.2	11.9	14.6	5	43.8	1945	83.7	4.4
6.50	214.2	12.9	13.2	5.4	41.2	1856	83.5	4.5
8.00	203.5	9.4	15.1	4.9	39.8	1670	81.1	5.3
10.00	188.2	10.6	13.6	6.1	33.9	1720	82.3	5.1
12.00	171.5	11.3	13.1	5.6	30.5	1702	84.0	5.0
16.00	133.7	12.7	15.3	6.5	21.0	1915	81.2	4.4

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.34

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-8.
Respuesta de la etapa anóxica ante un vertido de agua residual de
industrias del procesamiento del tomate.

CONDICIONES DE OPERACIÓN								
Temperatura (°C):		20		pH:		7.0-7.2		
AGUA RESIDUAL								
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>								
<u>Composición</u>								
Agua residual de industrias del procesado del tomate (mg S _{DQO} /L):		300	MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):		50.0			
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):		74.2	CaCl ₂ (mg/L):		30.0			
KH ₂ PO ₄ (mg/L):		44.5	(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):		3.0			
NaHCO ₃ (mg/L):		115.0	NaNO ₃ (mg/L):		364.3			
<u>Características</u>								
S _{DQO} (mg/L):		360.0	S _{P-PO4} (mg/L):		10.2	S _A (mg/L):		103.0
S _{DBO5} (mg/L):		246.0	S _{N-NH4} (mg/L):		14.1	S _{N-NO3} (mg/L):		60.0
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO								
Tiempo (h)	Características del agua					Características del fango		
	S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)
0.00	360.0	10.2	14.1	0.0	60.0	1802	83.6	4.9
0.25	356.7	12.0	15.5	0.1	59.3	1845	81.4	4.6
0.50	351.8	11.8	14.0	0.1	56.2	1773	84.1	4.8
0.75	348.4	11.4	15.9	0.1	57.4	1914	80.4	4.5
1.50	334.8	9.0	15.5	0.3	54.4	1723	80.0	5.2
3.50	299.0	11.0	16.0	0.2	49.2	1950	80.6	4.4
5.00	270.3	12.2	15.3	0.6	42.3	1752	80.2	4.8
6.50	252.5	12.1	13.9	0.7	36.4	1679	83.6	5.0
8.00	240.7	11.0	14.0	0.7	34.9	1805	83.2	4.8
10.00	223.9	12.4	13.0	1.1	29.8	1806	80.1	4.7
12.00	205.9	10.5	14.3	1.3	24.1	1818	81.4	4.8
16.00	165.5	10.9	12.8	1.1	15.3	1964	81.8	4.4

TABLA 5.35

Experimentos discontinuos de laboratorio. Experimento ANX-9.

Respuesta de la etapa anóxica ante un vertido de agua residual de industrias vitivinícolas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN											
Temperatura (°C):			20			pH:			7.0-7.2		
AGUA RESIDUAL											
Tipo: <i>Agua residual industrial sintética.</i>											
<u>Composición</u>											
Agua residual de industrias vitivinícolas (mg S _{DQO} /L):			300			MgSO ₄ ·7H ₂ O (mg/L):			50.0		
(NH ₄) ₂ SO ₄ (mg/L):			74.2			CaCl ₂ (mg/L):			30.0		
KH ₂ PO ₄ (mg/L):			44.5			(NH ₄) ₂ Fe(SO ₄) ₂ (mg/L):			3.0		
NaHCO ₃ (mg/L):			115.0			NaNO ₃ (mg/L):			364.3		
<u>Características</u>											
S _{DQO} (mg/L):			320.0			S _{P-PO4} (mg/L):			12.3		
						S _A (mg/L):			70.0		
S _{DBO5} (mg/L):			218.0			S _{N-NH4} (mg/L):			15.5		
						S _{N-NO3} (mg/L):			60.0		
CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA Y EL FANGO											
Tiempo (h)		Características del agua					Características del fango				
		S _{DQO} (mg/L)	S _{P-PO4} (mg/L)	S _{N-NH4} (mg/L)	S _{N-NO2} (mg/L)	S _{N-NO3} (mg/L)	X _{SS} (mg/L)	SSV (%)	X _{PT} (%)		
0.00		320.0	12.3	15.5	0.1	60.0	1673	80.7	5.0		
0.25		317.2	12.3	12.8	0.2	59.1	1753	83.9	4.8		
0.50		313.1	9.7	15.1	0.3	58.5	1892	80.8	4.7		
0.75		310.2	10.7	15.3	0.3	58.3	1871	81.4	4.6		
1.50		298.8	12.0	13.1	0.3	56.3	1876	84.2	4.5		
3.50		268.6	12.6	15.5	0.4	51.6	1827	80.4	4.6		
5.00		244.1	11.0	14.6	0.3	46.8	1767	84.5	4.9		
6.50		229.7	11.0	12.6	0.4	43.7	1933	83.5	4.5		
8.00		214.6	11.2	13.5	0.9	38.8	1795	80.6	4.8		
10.00		193.1	11.0	12.9	1.3	34.4	1811	80.2	4.8		
12.00		169.9	11.8	12.7	1.2	26.4	1761	80.2	4.8		
16.00		118.2	10.3	12.6	3.2	21.3	1776	83.2	4.9		

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.36

Experimentación en continuo en planta piloto.

Influencia de los vertidos industriales. Experimento de referencia con agua residual urbana.

CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	Razón de Recirculación Fangos* (%):	50
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación* (%) _{AE-ANX} :	55
TRC (d):	8	Razón de Recirculación* (%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	22		
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real.</i>			
C _{DBO5} (mg/L):	280.0 (61.7)	C _{PT} (mg/L):	14.9 (2.5)
X _{SS} (mg/L):	218.1 (49.1)	S _{N-NH4} (mg/L):	19.0 (3.9)
C _{NT} (mg/L):	22.2 (7.1)	S _{DQO} (mg/L):	154.0 (32.1)
C _{DQO} (mg/L):	560.9 (111.3)	S _A (mg/L):	28.0 (4.1)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	19.0 (9.8)	% Eliminación DBO ₅ :	93
X _{SS} (mg/L):	112.5 (48.7)	% Eliminación SST:	48
S _{NT} (mg/L):	9.5 (2.3)	% Eliminación N Total:	57
S _{DQO} (mg/L):	53.5 (19.1)	% Eliminación DQO:	90
S _{PT} (mg/L):	4.2 (2.5)	% Eliminación P Total:	71
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	1957.0 (376.3)	X _{PT} (%):	3.5 (0.7)
X _{SSV} (mg/L):	1481.3 (278.0)	% SSV:	76

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.36 b

Experimentación en continuo en planta piloto.

Influencia de los vertidos industriales. Respirometría del agua residual urbana de referencia.

CONDICIONES DE OPERACIÓN					
Temperatura (°C):		20	pH:		7.2-7.6
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL					
Tipo: <i>Agua residual urbana real.</i>					
<u>Análisis Respirométrico</u>					
Fango: Procedente de la planta piloto funcionando en estado estacionario.					
X _{ss} : 1957 mg/L					
T: 20°C					
Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)	
	Blanco	Muestra		Blanco	Muestra
0.0	0.00	0.00	3.5	30.64	49.01
0.5	0.88	5.82	4.0	36.93	59.69
1.0	3.00	9.27	4.5	45.04	68.96
1.5	4.96	14.36	5.0	51.75	81.82
2.0	10.62	21.15	7.0	73.80	110.9
2.5	17.67	31.16	10.0	103.29	152.12
3.0	23.12	40.52			

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.37

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VINC-1.

Influencia de los vertidos industriales no controlados.

CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	Razón de Recirculación Fangos * (%):	50
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación * (%) _{AE-ANX} :	55
TRC (d):	8	Razón de Recirculación * (%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	22		
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos industriales no controlados.</i>			
C _{DBO5} (mg/L):	256.0 (85.9)	C _{PT} (mg/L):	10.2 (1.5)
X _{SS} (mg/L):	308.1 (96.1)	S _{N-NH4} (mg/L):	34.0 (7.0)
C _{NT} (mg/L):	41.4 (8.3)	S _{DQO} (mg/L):	125.0 (25.8)
C _{DQO} (mg/L):	426.3 (131.1)	S _A (mg/L):	23.0 (8.6)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	19.1 (8.9)	% Eliminación DBO ₅ :	93
X _{SS} (mg/L):	122.5 (59.2)	% Eliminación SST:	60
S _{NT} (mg/L):	15.1 (1.6)	% Eliminación N Total:	64
S _{DQO} (mg/L):	45.5 (17.3)	% Eliminación DQO:	89
S _{PT} (mg/L):	3.9 (1.5)	% Eliminación P Total:	62
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	1877.0 (367.3)	X _{PT} (%):	3.5 (0.3)
X _{SSV} (mg/L):	1435.4 (291.0)	% SSV:	76

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.37 b

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VINC-1.

Influencia de los vertidos industriales.

Caracterización respirométrica del agua residual.

CONDICIONES DE OPERACIÓN					
Temperatura (°C):		20	pH:		7.2-7.6
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL					
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos industriales no controlados.</i>					
<u>Análisis Respirométrico</u>					
Fango: Procedente de la planta piloto funcionando en estado estacionario.					
X _{SS} : 1850 mg/L					
T: 20°C					
Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)	
	Blanco	Muestra		Blanco	Muestra
0.0	0.00	0.00	3.5	30.59	47.02
0.5	0.85	4.61	4.0	36.99	55.67
1.0	2.96	8.96	4.5	45.10	64.94
1.5	5.00	13.32	5.0	51.76	73.82
2.0	10.70	20.23	7.0	73.84	100.91
2.5	17.70	29.17	10.0	103.29	140.11
3.0	23.11	37.52			

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.38

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VINC-2.
Influencia de los vertidos industriales no controlados.

CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	Razón de Recirculación Fangos * (%):	50
Q Influyente (L/h):	56	Razón de Recirculación * (%) _{AE-ANX} :	55
TRC (d):	8	Razón de Recirculación * (%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	24		
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos industriales no controlados.</i>			
C _{DBO5} (mg/L):	384.0 (75.9)	C _{PT} (mg/L):	11.3 (3.0)
X _{SS} (mg/L):	438.3 (125.2)	S _{N-NH4} (mg/L):	21.0 (4.6)
C _{NT} (mg/L):	28.9 (3.3)	S _{DQO} (mg/L):	254.0 (30.1)
C _{DQO} (mg/L):	891.1 (167.0)	S _A (mg/L):	41.0 (11.2)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	24.0 (9.3)	% Eliminación DBO ₅ :	94
X _{SS} (mg/L):	263.8 (126.9)	% Eliminación SST:	40
S _{NT} (mg/L):	10.3 (2.2)	% Eliminación N Total:	64
S _{DQO} (mg/L):	87.4 (26.4)	% Eliminación DQO:	90
S _{PT} (mg/L):	3.0 (2.9)	% Eliminación P Total:	73
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	1884.9 (266.8)	X _{PT} (%):	3.1 (0.8)
X _{SSV} (mg/L):	1405.5 (192.8)	% SSV:	75

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.
(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.38 b

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VINC-2.

Influencia de los vertidos industriales.

Caracterización respirométrica del agua residual.

CONDICIONES DE OPERACIÓN					
Temperatura (°C):		20		pH: 7.2-7.6	
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL					
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos industriales no controlados.</i>					
<u>Análisis Respirométrico</u>					
Fango: Procedente de la planta piloto funcionando en estado estacionario.					
X _{SS} : 1926 mg/L					
T: 20°C					
Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)	
	Blanco	Muestra		Blanco	Muestra
0.0	0.00	0.00	3.5	32.35	65.87
0.5	0.93	10.50	4.0	39.06	74.63
1.0	3.11	17.24	4.5	47.53	86.13
1.5	5.21	24.57	5.0	54.63	98.84
2.0	11.20	32.34	7.0	77.94	128.70
2.5	18.67	45.67	10.0	108.96	197.55
3.0	24.41	54.98			

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.39

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VINC-3.
Influencia de los vertidos industriales no controlados.

CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	Razón de Recirculación Fangos * (%):	50
Q Influyente (L/h) :	56	Razón de Recirculación * (%) _{AE-ANX} :	55
TRC (d):	8	Razón de Recirculación * (%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	20		
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos industriales no controlados.</i>			
C _{DBO5} (mg/L):	315.0 (130.1)	C _{PT} (mg/L):	20.9 (8.3)
X _{SS} (mg/L):	250.9 (341.7)	S _{N-NH4} (mg/L):	19.2 (6.7)
C _{NT} (mg/L):	24.2 (7.5)	S _{DQO} (mg/L):	312.0 (41.6)
C _{DQO} (mg/L):	406.1 (142.7)	S _A (mg/L):	39.2 (10.8)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	24.0 (16.5)	% Eliminación DBO ₅ :	92
X _{SS} (mg/L):	100.0 (104.2)	% Eliminación SST:	60
S _{NT} (mg/L):	12.6 (1.35)	% Eliminación N Total:	48
S _{DQO} (mg/L):	46.5 (5.4)	% Eliminación DQO:	89
S _{PT} (mg/L):	3.2 (0.85)	% Eliminación P Total:	85
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2386.5 (757.2)	X _{PT} (%):	4.3 (1.0)
X _{SSV} (mg/L):	1985.5 (658.7)	% SSV:	83

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.39 b

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VINC-3.

Influencia de los vertidos industriales.

Caracterización respirométrica del agua residual.

CONDICIONES DE OPERACIÓN					
Temperatura (°C):		20	pH:		7.2-7.6
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL					
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos industriales no controlados.</i>					
<u>Análisis Respirométrico</u>					
Fango: Procedente de la planta piloto funcionando en estado estacionario.					
X _{SS} : 2136 mg/L					
T: 20°C					
Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)		Tiempo (h)	S _{O2} Consumido (mg/L)	
	Blanco	Muestra		Blanco	Muestra
0.0	0.00	0.00	3.5	28.41	95.02
0.5	0.79	15.38	4.0	34.35	105.39
1.0	2.74	24.89	4.5	41.83	116.26
1.5	4.66	29.62	5.0	48.05	123.86
2.0	9.85	44.68	7.0	68.46	155.48
2.5	16.40	58.91	10.0	95.76	210.21
3.0	21.42	86.79			

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.40

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VIC-1.

Influencia de los vertidos industriales de industrias queseras.

CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	Razón de Recirculación Fangos* (%):	50
Q Influyente (L/h) :	56	Razón de Recirculación* (%) _{AE-ANX} :	55
TRC (d):	8	Razón de Recirculación* (%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	19		
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos de industrias queseras.</i>			
Cantidad vertida: 16.8 g S_{DQO}/h.			
C _{DBO5} (mg/L):	397.5 (109.2)	C _{PT} (mg/L):	18.4 (1.5)
X _{SS} (mg/L):	226.9 (125.6)	S _{N-NH4} (mg/L):	29.1 (4.6)
C _{NT} (mg/L):	35.0 (4.8)	S _{DQO} (mg/L):	469.4 (181.3)
C _{DQO} (mg/L):	821.4 (221.5)	S _A (mg/L):	21.1 (8.5)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	35.9 (29.3)	% Eliminación DBO ₅ :	91
X _{SS} (mg/L):	212.0 (91.9)	% Eliminación SST:	50
S _{NT} (mg/L):	18.3 (15.3)	% Eliminación N Total:	48
S _{DQO} (mg/L):	117.7 (39.5)	% Eliminación DQO:	86
S _{PT} (mg/L):	8.6 (4.5)	% Eliminación P Total:	53
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2577.1 (1025.2)	X _{PT} (%):	3.2 (0.5)
X _{SSV} (mg/L):	2295.0 (423.5)	% SSV:	89

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

TABLA 5.41

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VIC-2.

Influencia de los vertidos industriales de industrias lácteas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	Razón de Recirculación Fangos *(%):	50
Q Influyente (L/h) :	56	Razón de Recirculación *(%) _{AE-ANX} :	55
TRC (d):	8	Razón de Recirculación *(%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	21		
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos de industrias lácteas.</i>			
Cantidad vertida: 16.8 g S_{DQO}/h.			
C _{DBO5} (mg/L):	380.6 (112.0)	C _{PT} (mg/L):	23.6 (3.0)
X _{SS} (mg/L):	86.0 (18.2)	S _{N-NH4} (mg/L):	27.5 (4.6)
C _{NT} (mg/L):	32.9 (5.0)	S _{DQO} (mg/L):	259.1 (49.6)
C _{DQO} (mg/L):	764.6 (174.8)	S _A (mg/L):	25.4 (9.3)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	28.3 (31.0)	% Eliminación DBO ₅ :	93
X _{SS} (mg/L):	38.6 (33.4)	% Eliminación SST:	55
S _{NT} (mg/L):	18.0 (0.7)	% Eliminación N Total:	45
S _{DQO} (mg/L):	52.3 (19.3)	% Eliminación DQO:	93
S _{PT} (mg/L):	9.1 (2.5)	% Eliminación P Total:	61
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2597.0 (658.8)	X _{PT} (%):	4.4 (0.5)
X _{SSV} (mg/L):	2430.0 (542.4)	% SSV:	83

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

5. Resultados Experimentales

TABLA 5.42

Experimentación en continuo en planta piloto. Experimento VIC-3.
Influencia de los vertidos industriales de industrias vitivinícolas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN			
Temperatura (°C):	20	pH:	7.2-7.6
S _{O2} (mg/L):	2.0	Razón de Recirculación Fangos* (%):	50
Q Influyente (L/h) :	56	Razón de Recirculación* (%) _{AE-ANX} :	55
TRC (d):	8	Razón de Recirculación* (%) _{ANX-AN} :	160
Días de Operación:	26		
Relación de tiempos de retención hidráulica Anaerobio/Anóxico/Aerobio (h):			1/1/4
AGUA RESIDUAL			
Tipo: <i>Agua residual urbana real modificada con vertidos de industrias vitivinícolas.</i>			
Cantidad vertida: <i>16.8 g S_{DQO}/h.</i>			
C _{DBO5} (mg/L):	376.6 (103.2)	C _{PT} (mg/L):	19.0 (3.0)
X _{SS} (mg/L):	94.0 (14.1)	S _{N-NH4} (mg/L):	19.6 (6.2)
C _{NT} (mg/L):	32.5 (6.5)	S _{DQO} (mg/L):	436.0 (49.9)
C _{DQO} (mg/L):	806.1 (142.7)	S _A (mg/L):	22.4 (4.3)
AGUA TRATADA			
S _{DBO5} (mg/L):	18.1 (19.2)	% Eliminación DBO ₅ :	87
X _{SS} (mg/L):	70.0 (46.5)	% Eliminación SST:	26
S _{NT} (mg/L):	8.2 (2.8)	% Eliminación N Total:	75
S _{DQO} (mg/L):	52.5 (2.1)	% Eliminación DQO:	98
S _{PT} (mg/L):	6.9 (2.5)	% Eliminación P Total:	64
FANGO BIOLÓGICO			
X _{SS} (mg/L):	2760.0 (929.0)	X _{PT} (%):	3.1 (0.3)
X _{SSV} (mg/L):	2198.3 (631.3)	% SSV:	80

* Las razones de recirculación están expresadas como porcentajes del caudal influente a la planta.

(Entre paréntesis se presentan las desviaciones típicas de cada una de las medidas).

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

6.1 CONSIDERACIONES PREVIAS

En la presente investigación se han estudiado diversos aspectos de la eliminación biológica de nutrientes en sistemas de fangos activos. A continuación se discuten los resultados experimentales obtenidos. Como se comentó en el capítulo 5, toda la nomenclatura utilizada se recoge en un apartado específico al final de la memoria. En cuanto a las líneas que se presentan en las gráficas de este apartado, indican únicamente una tendencia, a no ser que se señale lo contrario. Los parámetros característicos del agua tratada se determinaron únicamente en forma soluble, ya que por un lado el objetivo de este trabajo es realizar un estudio de la etapa de reacción biológica, y por otro, se supone que todo el material particulado no sedimentable que entra al sistema de tratamiento se hidroliza totalmente durante la etapa de reacción biológica.

6.2 GENERACIÓN DEL INÓCULO

En primer lugar se comentarán los resultados obtenidos durante el proceso de aclimatación de un fango activo convencional a la eliminación biológica de nutrientes. Estos resultados se presentan en la tabla 5.1.

El fango activo de un sistema de eliminación biológica de nutrientes debe contener una proporción importante de bacterias capaces de realizar la eliminación biológica de nitrógeno y de fósforo. Las bacterias encargadas de realizar la eliminación biológica del nitrógeno son principalmente de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* (apartado 2.5.1 *Eliminación biológica de nitrógeno*), y generalmente se encuentran en cantidad suficiente en los fangos activos convencionales. Sin embargo, las bacterias PAO encargadas de la eliminación del fósforo, aunque suelen estar presentes en los fangos activos de las EDAR convencionales, lo hacen en cantidades muy pequeñas con respecto al resto de los microorganismos. Debido a ello es necesario un periodo de adaptación del fango convencional (utilizado inicialmente en nuestro sistema), para enriquecerlo en bacterias PAO.

Es conocido que cuando un fango activo convencional es adaptado a la eliminación biológica de fósforo, mediante la incorporación de una etapa anaerobia previa, inicialmente sólo una pequeña parte de los sustratos presentes en el agua residual

6. Discusión de Resultados

pueden ser acumulados durante esta nueva etapa anaerobia, por lo que, la mayor parte del sustrato continuará disponible en la etapa aerobia. Esto favorece el mantenimiento de las bacterias heterótrofas. Sin embargo, debido al crecimiento de las bacterias PAO, la cantidad de sustratos acumulados en la etapa anaerobia se verá incrementada a lo largo del tiempo, siendo la cantidad de sustrato disponible en la etapa aerobia cada vez menor. Esto ocasionará una disminución del crecimiento de las bacterias heterótrofas, que será compensado por un incremento en el crecimiento de las bacterias PAO.

De acuerdo con el procedimiento experimental descrito en la bibliografía (Villaseñor, 1998) y resumido anteriormente (apartado 5.2 *Generación del inóculo*), se preparó un cultivo de fangos activos aclimatado a la eliminación biológica de nutrientes. A fin de determinar la evolución de las características del fango y del agua tratada, se realizaron análisis diarios en los que se determinaron las características del agua tratada (S_{DQO} , S_{PT} y S_{N-NH_4}) y del fango (X_{SS} , SSV y X_{PT}) al finalizar un ciclo discontinuo A/O, siguiendo las condiciones de trabajo mostradas en la tabla 5.1.

En bibliografía se proponen diferentes métodos para obtener un fango activo enriquecido en bacterias PAO en reactores discontinuos secuenciales (Smolders y col., 1995b). Las principales diferencias entre ellos son el fango utilizado como inóculo, que puede ser un fango activo convencional o un fango activo enriquecido en bacterias PAO, y el modo de alimentación del sustrato, que puede ser realizado, de una sola vez, al comienzo de la etapa anaerobia o en base a la demanda de sustrato en la etapa anaerobia. De los resultados experimentales, Smolders y col. (1995b), obtuvieron las siguientes conclusiones:

1. Al aumentar la concentración de sustrato fácilmente biodegradable en la etapa anaerobia se produce un incremento en la velocidad de acumulación del mismo, lo que produce un incremento en la producción de bacterias PAO.
2. Si durante la etapa anaerobia existe un exceso de sustrato fácilmente biodegradable, serán únicamente los polifosfatos contenidos en el interior de las bacterias los que limiten el crecimiento de las bacterias PAO. El contenido de polifosfatos en estas bacterias dependerá del fósforo acumulado durante la etapa aerobia a la que fueron sometidas previamente.
3. Para maximizar el contenido de polifosfatos en el interior de las bacterias PAO, la velocidad de acumulación de polifosfatos en la etapa aerobia debe ser también

maximizada, esto se consigue cuando al finalizar la etapa aerobia aún queda fósforo disuelto en el medio.

4. La presencia de bacterias heterótrofas, en general, no afecta al crecimiento de las bacterias acumuladoras de polifosfatos (PAO).

Teniendo en cuenta estas conclusiones, para realizar la aclimatación del fango activo en esta investigación, se decidió:

1. Comenzar el proceso de aclimatación con fango activo convencional, en el que están presentes bacterias autótrofas, heterótrofas y un pequeño número de bacterias acumuladoras de polifosfatos (PAO).
2. Alimentar el sustrato de una sola vez, al inicio de la etapa anaerobia.
3. Alimentar fósforo soluble en exceso, de modo que al final de la etapa aerobia quede fósforo disuelto en el medio.

Además, se eligió una estrategia de adaptación consistente en ir variando gradualmente el tiempo de retención celular (TRC) del sistema, según se indica en la tabla 5.1. Inicialmente se purgaron 60 mL/d de suspensión del reactor biológico al final de la etapa aerobia. Éste es el volumen mínimo necesario para realizar los análisis del fango activo y del agua tratada y se corresponde con un tiempo de retención celular de 40 días. Esta situación se mantuvo durante los 10 primeros días, tras los cuales se aumentó progresivamente el caudal de purga en 50 mL cada día, hasta que el decimosexto día, después del inicio de la operación, se llegó a la cantidad de 360 mL/d. Esta situación se corresponde con un tiempo de retención celular de 6.7 días en situación estacionaria. Una vez se comenzó el funcionamiento con todas las variables de operación fijas, a partir del decimosexto día, fue necesario esperar un periodo de tiempo igual al tiempo de retención celular para considerar que el sistema biológico se encontraba en estado estacionario (día 23 aproximadamente) y que, por tanto, se habían aclimatado los fangos.

En las figuras 6.1 a 6.2, y 6.3 a 6.4, se muestra la evolución de los parámetros que caracterizan al fango biológico y el agua tratada, respectivamente, durante el periodo de aclimatación (tabla 5.1).

En estas figuras se han trazado dos líneas discontinuas verticales para diferenciar los tres periodos de evolución del sistema hacia las condiciones estacionarias:

6. Discusión de Resultados

1. Periodo previo de purga mínima constante (60 mL/d), días 1 a 10.
2. Periodo de aumento progresivo del caudal de purga hasta el valor final (de 60 a 360 mL/d), días 11 a 16.
3. Periodo de evolución hacia el estado estacionario en condiciones de operación y caudal de purga constante (360 mL/d), días 17 y siguientes.

En la figura 6.1, se ha representado la variación del nivel de sólidos en suspensión alcanzado en el reactor al final de la etapa aerobia. En dicha figura se puede observar una rápida subida en el nivel de sólidos suspendidos durante el periodo previo, de 800 a 3000 mg/L, aproximadamente, debido a que la purga de fangos que se realiza es muy pequeña. A partir del décimo día de operación, en el que se comienza a aumentar progresivamente el TRC, se alcanza un máximo en el nivel de sólidos, concretamente entre los días duodécimo y decimocuarto. Posteriormente se produce un descenso hasta la estabilización. Se comprueba que a partir del día vigésimo cuarto se alcanza el estado estacionario, estabilizándose el nivel de sólidos en el reactor en 2600 ± 150 mg/L.

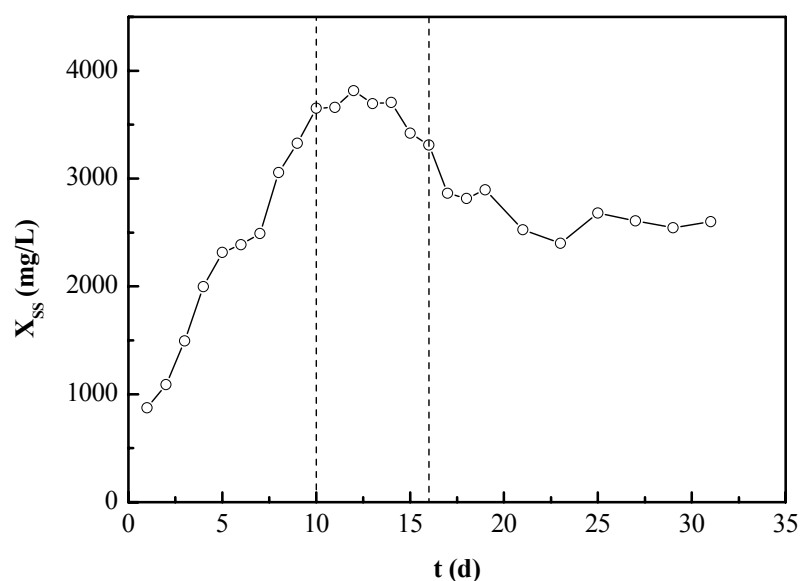


Figura 6.1. Evolución de la concentración de los sólidos suspendidos totales durante la aclimatación.

En la figura 6.2 se presenta la variación de dos parámetros característicos del fango activo, su contenido en sólidos volátiles y en fósforo, expresados ambos como porcentajes en peso referido al fango seco. Se puede observar un descenso inicial de la concentración de sólidos volátiles, estabilizándose posteriormente en un nivel del 75%

aproximadamente. Por otro lado se observa que la concentración de fósforo en el fango aumenta, tendiendo a estabilizarse en torno a un 6% en estado estacionario. Esta acumulación de fósforo está directamente relacionada con el descenso observado en la fracción de material volátil, ya que ambos fenómenos se corresponden con una rápida acumulación de material inorgánico en el fango activo debido al enriquecimiento en bacterias PAO. Este rápido incremento del contenido de fósforo también fue observado en los experimentos realizados por Smolders y col. (1995b). Estas transformaciones indican el desarrollo de biomasa con acumulación de fósforo.

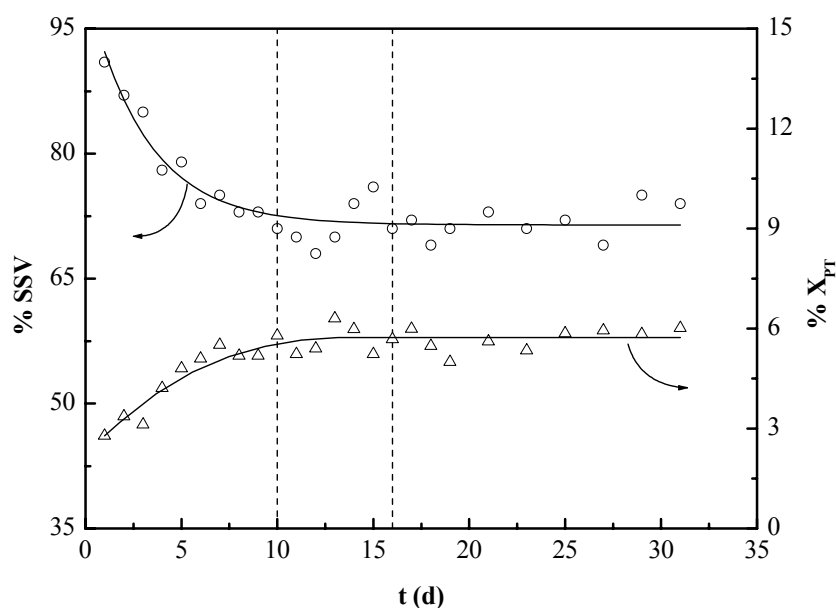


Figura 6.2. Variación de las proporciones de sólidos suspendidos volátiles (○) y fósforo en el fango activo (△) durante la aclimatación.

El porcentaje de fósforo en el fango activo alcanzado en estado estacionario, en torno al 6%, es inferior al obtenido en otras investigaciones, (Abu-Ghararah y Randall, 1991), en las que se alcanzaron contenidos en fósforo de hasta el 9%. Este hecho puede ser explicado debido al menor contenido en sustratos fácilmente biodegradables del agua residual sintética utilizada en esta investigación, que podría favorecer el desarrollo de otros tipos de bacterias que no presentan la capacidad de acumular polifosfatos en su interior, como:

1. Bacterias heterótrofas, que podrían crecer al degradar, en condiciones aerobias, el sustrato no acumulado en la etapa anaerobia.

6. Discusión de Resultados

2. Bacterias acumuladoras de glucógeno (GAO), que pueden acumular sustratos presentes en el agua residual en condiciones anaerobias, pero que no pueden acumular polifosfatos en su interior durante el transcurso de la etapa aerobia.

En la figura 6.3 se representan los valores de la concentración de fósforo en el agua tratada. En ella se observa que, durante los primeros diez días, la concentración de fósforo total en el agua tratada disminuye rápidamente, debido al aumento de la concentración de biomasa en el reactor y al fenómeno de acumulación de fósforo en el fango activo, y posteriormente se mantiene estable en torno a 1 mg/L en el estado estacionario.

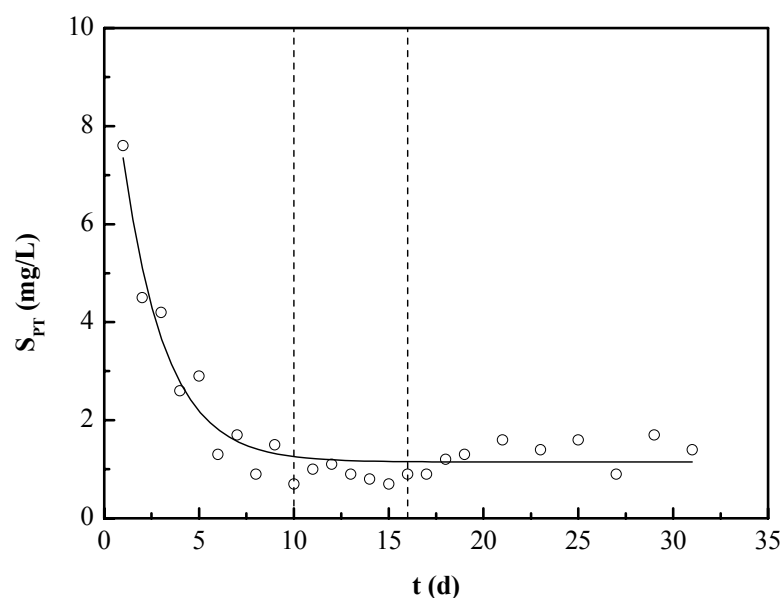


Figura 6.3. Variación de la concentración de fósforo en el agua tratada durante la aclimatación.

En la figura 6.4 se muestra la variación de la concentración de nitrógeno amoniacal en el agua tratada. En ella se observa como la concentración de nitrógeno amoniacal en el agua disminuye muy rápidamente durante los primeros días, debido al incremento en la concentración de biomasa en el reactor, que lleva asociado un incremento de la concentración de bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. En el caso de la eliminación del nitrógeno amoniacal, la aclimatación de los microorganismos tiene menor importancia, ya que tanto las bacterias *Nitrosomonas* como las *Nitrobacter* están presentes en los fangos activos convencionales en una proporción suficiente.

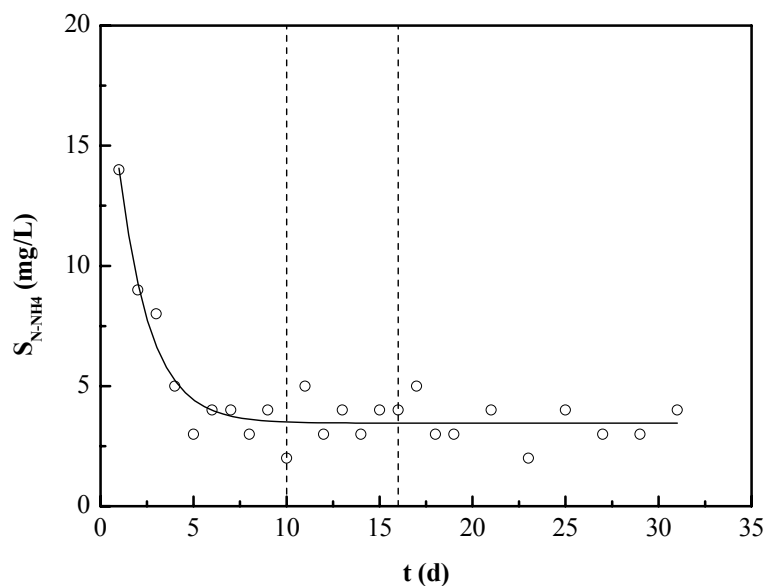


Figura 6.4. Variación de la concentración de nitrógeno amoniacal en el agua tratada durante la aclimatación.

A partir de los resultados obtenidos en esta aclimatación, que se ha desarrollado de forma similar a como se ha hecho en otras ocasiones en el Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Castilla-La Mancha, se puede concluir que:

- Se ha desarrollado un fango activo con capacidad para la eliminación de nutrientes, en el que se ha detectado la presencia de bacterias acumuladoras de fósforo, nitrificantes y desnitrificantes.
- Como consecuencia de la aclimatación del fango activo, se aprecia un incremento en el contenido en fósforo del fango que pasa del 2.5% al 6%.
- Este fango activo aclimatado presenta unas características adecuadas para ser utilizado como inóculo en el tratamiento a escala piloto.

Basándose en lo observado en el estudio de la evolución de las características del fango activo y del agua tratada se puede afirmar que los cambios más importantes se producen durante los diez primeros días de operación, lo que se ha denominado periodo previo, y en los que se ha favorecido el desarrollo de las bacterias PAO. A partir de ese momento se puede considerar que esas bacterias están totalmente desarrolladas y que el resto del tiempo empleado implica únicamente la evolución del sistema de fangos

activos hacia el estado estacionario. Una vez obtenido un fango activo enriquecido en bacterias PAO, se inoculó con él la planta piloto de fangos activos.

6.3 OPTIMIZACIÓN DE VARIABLES DE OPERACIÓN PARA EL FUNCIONAMIENTO EN CONTINUO EN PLANTA PILOTO

Con objeto de seleccionar un valor óptimo para algunas de las variables de operación, en el tratamiento del agua residual urbana real a escala piloto, se realizó una serie de experimentos en la planta piloto de fangos activos, en los que se alimentó en continuo agua residual urbana de la EDAR de Ciudad Real. En estos experimentos se modificó el valor de cada una de las variables sometidas a estudio, manteniendo el resto fijas. A continuación se discuten los resultados obtenidos en cada uno de los experimentos, cuyas condiciones de operación y resultados se presentan en las tablas 5.2 a 5.11.

6.3.1 INFLUENCIA DE LA RELACIÓN DE TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICA

En primer lugar se estudió la influencia de la relación de tiempos de retención hidráulica (TRH) sobre la eliminación biológica de nutrientes. Para ello se realizaron tres experimentos en continuo, a escala piloto con el esquema de proceso VIP modificando dicha relación. En estos experimentos se analizaron las características del agua tratada y del fango activo en estado estacionario. Las condiciones de operación y los resultados obtenidos en estos experimentos se presentaron anteriormente en las tablas 5.2 a 5.4.

Las relaciones de tiempo de retención hidráulica, que se presentan en las figuras de este apartado, indican la duración de cada una de las etapas en horas, de modo que, el primer número indica el tiempo de retención hidráulica de la etapa anaerobia, el segundo número indica el tiempo de retención hidráulica de la etapa anóxica y por ultimo, el tercer número indica el tiempo de retención hidráulica de la etapa aerobia.

a) Características del agua tratada

En la figura 6.5 se muestra la influencia de la relación de tiempos de retención hidráulica sobre la concentración de fósforo y de nitrógeno en el agua tratada. En ella se aprecia que modificando esta variable en el intervalo estudiado, apenas se modifica la capacidad de eliminación de ambos nutrientes.

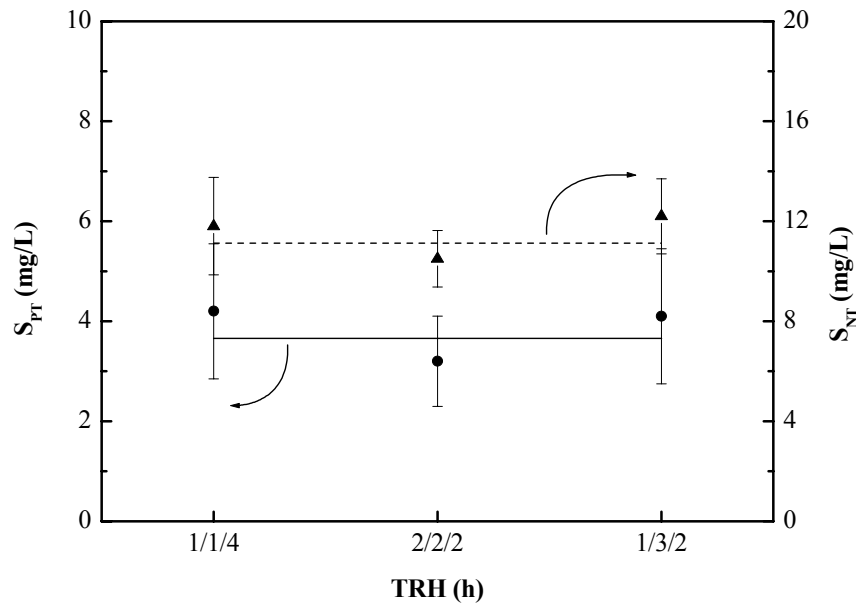


Figura 6.5. Nitrógeno (▲) y fósforo (●) presente en el agua tratada para diferentes relaciones de tiempos de retención hidráulica.

Por otro lado, en la figura 6.6, se presenta la influencia de la relación de tiempos de retención hidráulica sobre la S_{DBO5} y la S_{DQO} del agua tratada, así como sobre los porcentajes de eliminación de cada uno de estos parámetros. Para estas variables, la influencia de este parámetro es también pequeña. Aunque prácticamente no se observan cambios en la S_{DBO5} si parece que la eliminación de S_{DQO} mejora ligeramente cuando el TRH_{AE} es de 4 h en lugar de 2 h.

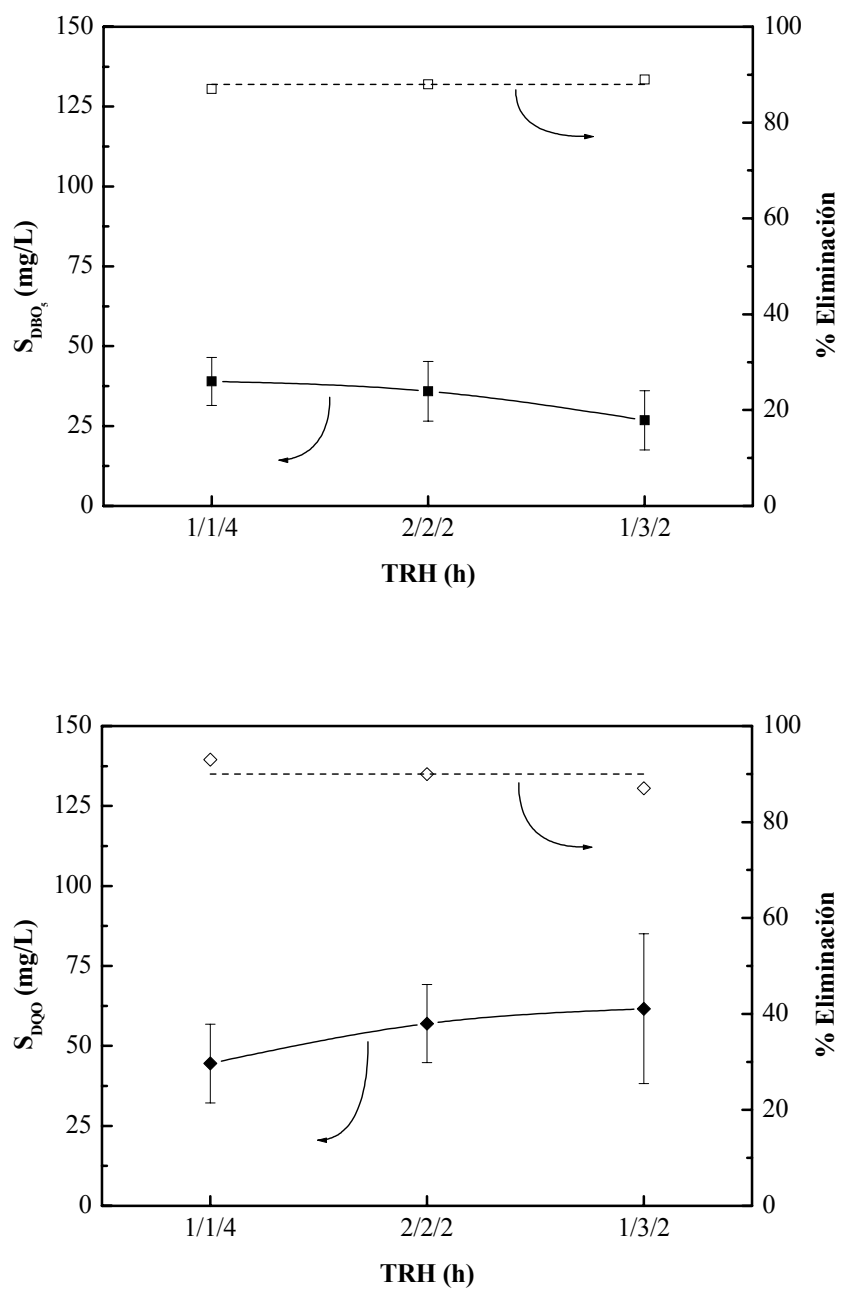


Figura 6.6. Concentraciones de DBO_5 (■) y DQO (◆) en el agua residual tratada y porcentajes de eliminación de DBO_5 (□) y DQO (◇) para diferentes relaciones de tiempos de retención hidráulica.

Dado que en la relación de tiempos de retención hidráulica influye el de cada una de las tres etapas, se realizará la discusión de resultados analizando la influencia de cada etapa individualmente.

i) Etapa anaerobia

En la etapa anaerobia se ponen en contacto los microorganismos introducidos en el compartimento anaerobio mediante la recirculación procedente del compartimento anóxico, con el agua residual influente a la planta. En la figura 6.7, se presenta un esquema de las corrientes de entrada y salida a dicho compartimento.

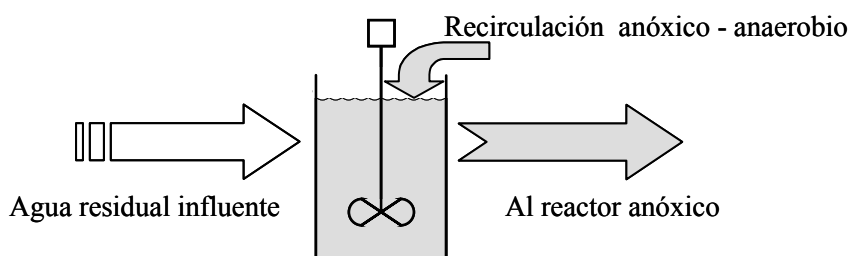
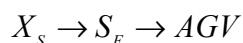


Figura 6.7. Compartimento anaerobio.

Observaciones experimentales, explicadas en función del mecanismo expuesto en la introducción (apartado 2.4.2), indican que existe una relación directa entre la cantidad de fósforo liberado en la etapa anaerobia y la cantidad total de fósforo eliminada finalmente en el proceso. De este modo, para eliminar grandes cantidades de fósforo es necesario que la etapa anaerobia disponga de tiempo suficiente para la liberación de fósforo, o lo que es lo mismo, para que los AGV presentes en el agua residual se almacenen como X_{PHA} . Desde ese punto de vista, los tiempos de retención hidráulica del compartimento anaerobio (TRH_{AN}) estudiados en esta investigación, entre 1 y 2 h, permiten la acumulación de todos los AGV presentes en el agua residual urbana real alimentada a la planta piloto en forma de X_{PHA} . Por otro lado, la eliminación biológica de nutrientes podría verse mejorada si se incrementase la concentración de AGV en el agua residual alimentada a la planta piloto mediante reacciones de hidrólisis y fermentación en las que se transformasen parte de los sustratos presentes en el agua residual en AGV.



Sin embargo, los TRH_{AN} utilizados en este estudio son demasiado pequeños para que se produzca la generación de AGV a partir de la materia lentamente biodegradable, ya que serían necesarios elevados TRH_{AN} , de más de 5 horas, lo que a veces no es viable en las EDAR (Skalsky y Daigger, 1995).

6. Discusión de Resultados

Teniendo en cuenta esto, se seleccionó un TRH_{AN} de una hora de duración. Esta selección está apoyada en otros resultados encontrados en bibliografía. Así, experimentos realizados por Pitman, en 1991 mostraron resultados similares, ya que con TRH_{AN} entre 0.5 y 1 hora era posible la acumulación de todos los AGV presentes en el agua residual por parte de las bacterias PAO. Henze y col., en 1995a obtuvieron resultados en los que se sugería realizar una etapa anaerobia de al menos 1 h de duración, a 10°C. En una revisión realizada por Scheer y Seyfried, en las EDAR de Alemania, en 1996, encontraron que más del 60% operaban con un TRH_{AN} inferior a las 2 h, y un 30% operaban con TRH_{AN} de menos de 1 h.

ii) Etapa anóxica

En la etapa anóxica se realiza la desnitrificación de los nitratos que llegan en la recirculación de fangos decantados y los que llegan con la recirculación interna procedente del compartimento aerobio. En la figura 6.8 se presenta un esquema de las corrientes de entrada y salida del compartimento anóxico.

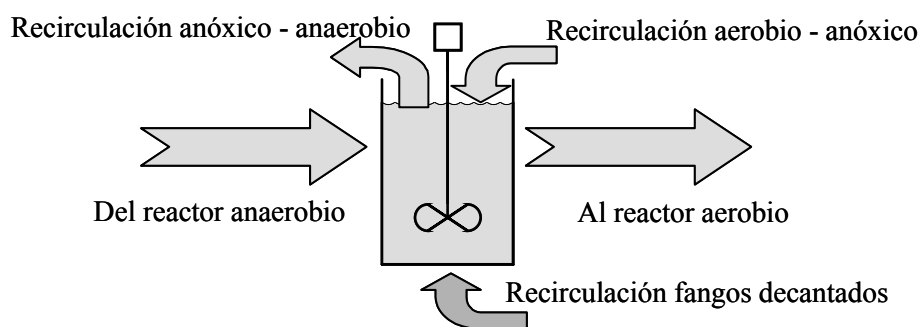


Figura 6.8. Compartimento anóxico.

En la etapa anóxica, las bacterias desnitrificantes utilizan los nitratos como aceptores de electrones en los procesos de degradación de los sustratos presentes en el agua residual. En esta etapa, la concentración de sustratos fácilmente biodegradables es pequeña, ya que parte de éstos han sido acumulados previamente en condiciones anaerobias, por lo que la etapa de desnitrificación rápida dura en todos los casos menos de 1 hora eliminándose una cierta cantidad de nitratos durante este proceso. Una vez pasada esta etapa el proceso se hace más lento, ya que tanto la cantidad de nitratos (aceptor de electrones) como la cantidad y la biodegradabilidad del sustrato disponible

(donador de electrones) es menor. Debido a estos motivos, apenas se aprecian diferencias entre los TRH_{ANX} en el intervalo estudiado.

iii) Etapa aerobia

En la etapa aerobia se produce la degradación de la mayor parte de la DQO contenida en el agua residual, las bacterias PAO degradan el X_{PHA} acumulado previamente en condiciones anaerobias, acumulando fósforo en su interior, y los microorganismos autótrofos nitrificantes realizan el proceso de nitrificación. En la figura 6.9 se presenta un esquema de las corrientes de entrada y salida del compartimento aerobio.

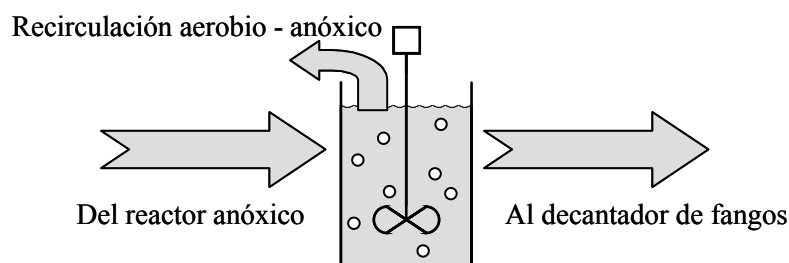


Figura 6.9. Compartimento aerobio.

En este caso, es fundamental disponer de un volumen de reacción aerobio suficientemente grande para que en él se den los procesos anteriormente citados. En esta investigación no se observaron variaciones importantes al aumentar el TRH_{AE} de dos a cuatro horas, por lo que se piensa que dichos procesos se dan principalmente en un periodo de tiempo inferior a las dos horas. Estos resultados también han sido observados en otras investigaciones (Brdjanovic y col., 1998a y Brenner, 2000). Tan sólo se observa un ligero aumento en el rendimiento de la eliminación de S_{DQO} (figura 6.6) cuando el TRH_{AE} sube de 2 a 4 horas. Se han realizado pocas investigaciones en las que se estudie la combinación óptima de tiempos de retención de cada una de las etapas, anaerobia, anóxica y aerobia, implicadas en la EBN. Además, no existen unas bases de diseño teóricas, basándose el diseño de cada una de estas etapas en resultados empíricos como los presentados en esta investigación. Esto es debido a que la combinación óptima de tiempos de retención hidráulica no sólo depende de los objetivos de depuración y las características del agua residual influente, sino que también depende, y de un modo muy

6. Discusión de Resultados

importante, de la cantidad y del número de especies de microorganismos presentes en el fango, que condicionan la velocidad con que los procesos de interés se desarrollan.

Como conclusión del análisis realizado se puede comentar que existe suficiente tiempo de retención en cualquiera de las posibilidades en lo que respecta a las etapas anóxica y aerobia, si bien un aumento de la etapa aerobia lograría un leve aumento de la eliminación de S_{DQO} . Sin embargo, la duración de la etapa anaerobia es insuficiente en todos los casos, y sólo puede garantizar el funcionamiento del mecanismo de eliminación biológica de fósforo cuando existan AGV en el agua, ya que las reacciones de transformación del resto de la materia orgánica en dichos AGV necesitaría mucho más tiempo y por tanto no ocurren.

b) Características del fango activo

Uno de los parámetros que mejor caracteriza el fango activo aclimatado para la EBN es su contenido en fósforo, ya que éste debe ser superior al de los fangos activos convencionales debido a que éstos no presentan la capacidad de acumular polifosfatos en su interior. En la figura 6.10 se presentan los contenidos de fósforo en el fango activo para cada una de las relaciones de tiempos de retención hidráulica estudiados.

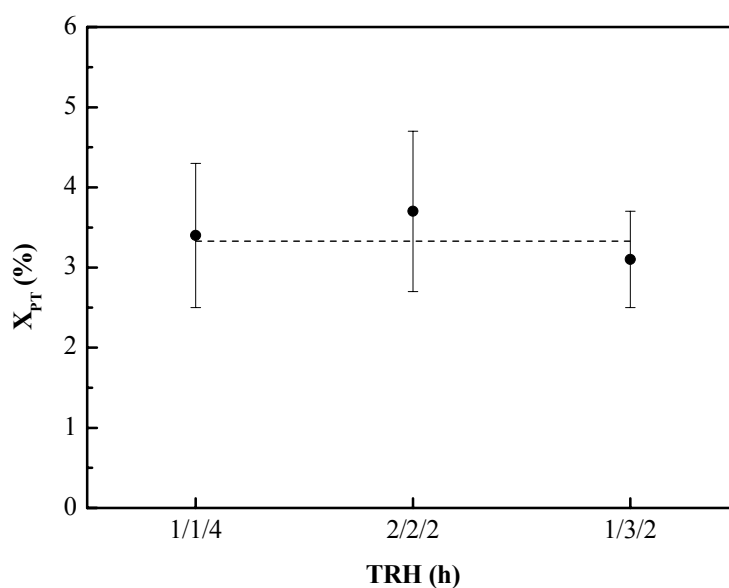


Figura 6.10. Porcentaje de fósforo en el fango activo para diferentes relaciones de tiempos de retención hidráulica.

El contenido de fósforo en el fango activo fue superior, en todos los casos, al que presentan los fangos activos convencionales, cuyos valores están entorno a 2-2.5 %. Al igual que las características del agua tratada, el porcentaje de fósforo en el fango activo permaneció estable (en torno al 3.3%), sin apreciarse grandes diferencias al modificar la relación de TRH. Esto es debido a que se están utilizando unas combinaciones de tiempos de retención hidráulica en las que se permite la finalización de todos los procesos relativamente rápidos en todos los casos, mientras que los procesos más lentos, necesitarían tiempos mucho mayores para que pudiesen realizarse en una extensión apreciable. Los porcentajes de fósforo obtenidos están lejos de los observados, a escala de laboratorio, en cultivos enriquecidos en bacterias PAO, en los que se han llegado a obtener valores de hasta el 10% y lejos también de los resultados obtenidos en esta investigación, a escala laboratorio y alimentando agua residual sintética (apartado 6.2 *Generación del inóculo*), en la que se alcanzó hasta un 6% de fósforo en el fango. Esto nos indica que aunque las bacterias PAO están presentes en el fango activo, lo hacen en una pequeña proporción. Para explicar estas diferencias hay que tener en cuenta que los cultivos a escala laboratorio se alimentan con agua residual cuyas características y carga orgánica son diseñadas con el fin de favorecer el desarrollo de las bacterias PAO frente al resto de los microorganismos. Sin embargo, en las instalaciones que tratan agua residual real, ni las características del agua residual, ni la carga orgánica pueden ser controladas. Por esta razón se desarrolla una gran diversidad de microorganismos en el fango activo, que no presentan la capacidad de acumular polifosfatos en su interior.

A partir de los resultados obtenidos, se seleccionaron como TRH óptimos 1 hora para el compartimento anaerobio, 1 hora para el compartimento anóxico y 4 horas para el compartimento aerobio.

6.3.2 INFLUENCIA DE LAS RAZONES DE RECIRCULACIÓN INTERNAS

Para estudiar la influencia de las razones de recirculación internas, se realizaron 3 experimentos en continuo en planta piloto, en los que se mantuvieron constantes todas las variables excepto el caudal de las recirculaciones aerobia-anóxica y anóxica-anaerobia. En la tabla 6.1 se presentan las razones de cada una de las recirculaciones y la concentración de nitratos presente en el reactor anaerobio en cada uno de los experimentos, ya que la modificación de este parámetro en el reactor anaerobio es la

6. Discusión de Resultados

principal consecuencia observada al modificar las razones de recirculación. Por esta razón, la discusión en este apartado se realizará en base a dicha concentración.

Tabla 6.1. Razones de recirculación y concentración de nitratos en el reactor anaerobio.

	Exp. 5.5	Exp. 5.6	Exp. 5.7	Exp. 5.8
Razón de Recirculación* (%) _{AE-ANX}	320	110	100	55
Razón de Recirculación* (%) _{ANX-AN}	100	250	100	160
S _{N-NO3} compartimento anaerobio (mg/L)	2.3	1.2	0.6	0.4

* Las razones de recirculación se expresan como porcentaje del caudal influente.

a) Características del agua tratada

Los resultados de estos experimentos, recogidos en las tablas 5.5 a 5.8. nos permiten discutir la influencia que, sobre la eliminación biológica de nutrientes tiene la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio. Para ello, en la figura 6.11 se han representado las concentraciones de fósforo y de nitrógeno en el agua tratada en los experimentos realizados frente a la variable de interés, S_{N-NO3} en el reactor anaerobio.

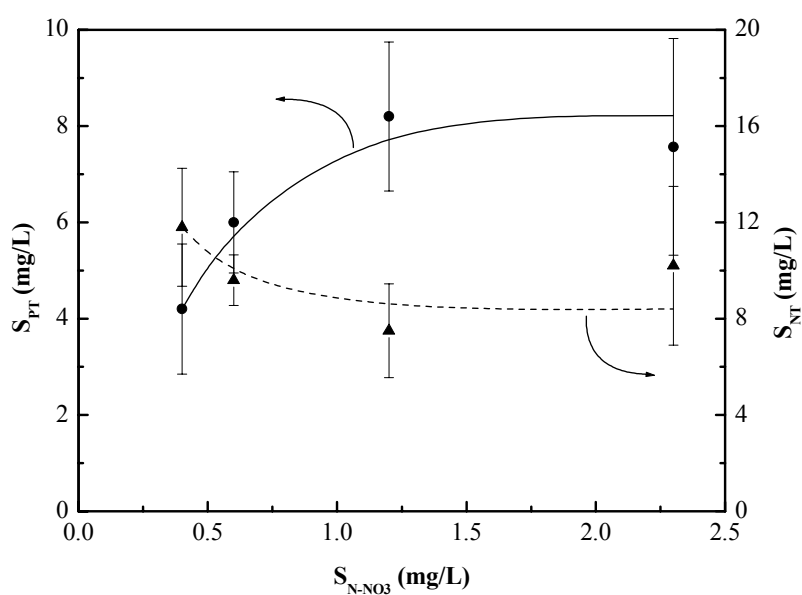


Figura 6.11. Nitrógeno (▲) y fósforo (●) presente en el agua tratada para diferentes concentraciones de nitrato en el compartimento anaerobio.

En esta figura se observa una tendencia opuesta en la eliminación de nitrógeno y en la de fósforo, de modo que al aumentar la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio la concentración de fósforo en el efluente aumenta y disminuye la de nitrógeno.

La eliminación de fósforo se ve empeorada al aumentar la concentración de nitratos en el reactor anaerobio, porque éstos son rápidamente consumidos por microorganismos heterótrofos desnitrificantes que los utilizan como aceptores de electrones para la degradación del sustrato fácilmente biodegradable presente en el medio, compitiendo, por tanto, con las bacterias PAO por dicho sustrato. Además, al aumentar la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio se producen cambios en la población de microorganismos. Por un lado la presencia de nitratos reduce drásticamente las condiciones de anaerobiosis en el sistema, pudiendo estar, en condiciones únicamente anaerobias el interior de algunos flóculos, lo que desfavorece el desarrollo de las bacterias PAO. Por otro lado la elevada concentración de nitratos en el sistema favorece el desarrollo de la fracción de bacterias PAO con capacidad para desnitrificar (DNPAO), que pueden degradar los PHA acumulados en la etapa anaerobia utilizando nitratos como aceptor de electrones. Como es sabido, el rendimiento energético y celular de los nitratos en los procesos de oxidación biológica es inferior al del oxígeno (Kuba y col., 1996a; Maurer y Gujer, 1998), por lo que para una misma cantidad de sustrato acumulado en forma de PHA en la etapa anaerobia, se producirá una menor eliminación de fósforo del agua. Son, por tanto, la reducción del sustrato accesible a las bacterias PAO y las modificaciones en su población las que impiden que se den mejores eliminaciones de fósforo al aumentar las concentraciones de nitratos en el compartimento anaerobio. Este empeoramiento en la eliminación biológica de fósforo ha venido siendo observado desde el comienzo de la operación de reactores biológicos para la eliminación de nutrientes (Barnard, 1976; Arvin y Kristensen, 1985 y Fukase y col., 1985).

Con respecto a la eliminación del nitrógeno presente en el agua residual, ésta se ve favorecida al aumentar la variable en estudio en estos experimentos, porque una mayor concentración de nitratos posibilita una mayor desnitrificación. Además, en estas condiciones, el compartimento anaerobio pasaría a ser realmente anóxico dándose en él el proceso de desnitrificación. En este compartimento, las bacterias desnitrificantes tendrían disponibles los sustratos más fácilmente biodegradables presentes en el agua

6. Discusión de Resultados

residual alimentada, por lo que la velocidad de desnitrificación sería muy elevada, siendo mayor la cantidad de nitrógeno eliminada a la atmósfera en forma de nitrógeno gaseoso.

En la figura 6.12 se muestran los porcentajes de eliminación de fósforo y nitrógeno del agua residual. En esta gráfica se confirma lo comentado anteriormente, ya que los porcentajes de eliminación de fósforo disminuyen y los de nitrógeno aumentan a medida que aumenta la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio.

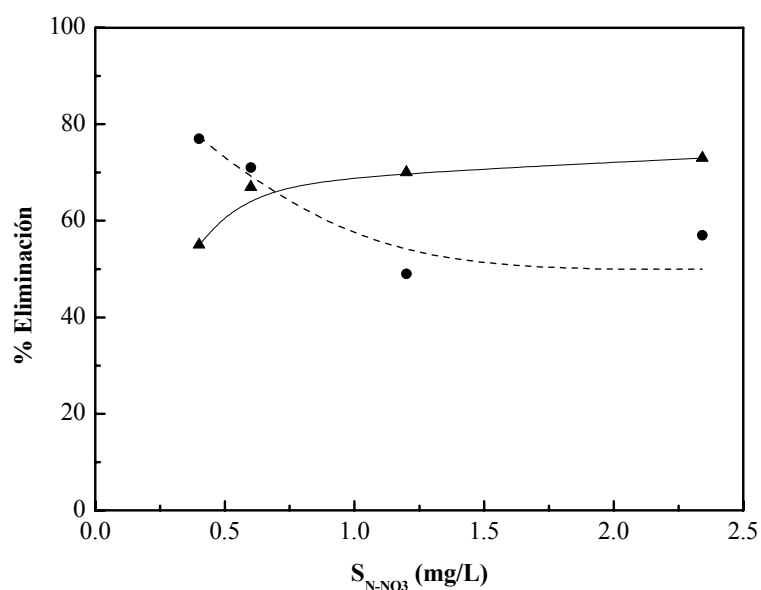


Figura 6.12. Porcentajes de eliminación de nitrógeno (▲) y fósforo (●) para diferentes concentraciones de nitratos en el compartimento anaerobio.

En la figura 6.13 se presentan las concentraciones de S_{DBO_5} y la S_{DQO} en el agua residual tratada, junto con sus porcentajes de eliminación para cada concentración de nitratos en el compartimento anaerobio. En dicha figura podemos observar como la modificación en la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio, como resultado de modificaciones en las razones de recirculación entre los diferentes compartimentos, no provoca grandes cambios en la eliminación de la contaminación del agua debida a compuestos de carbono. Esto es debido a que los nitratos no interfieren en los procesos de degradación de estos compuestos, pudiendo darse en todas las condiciones estudiadas.

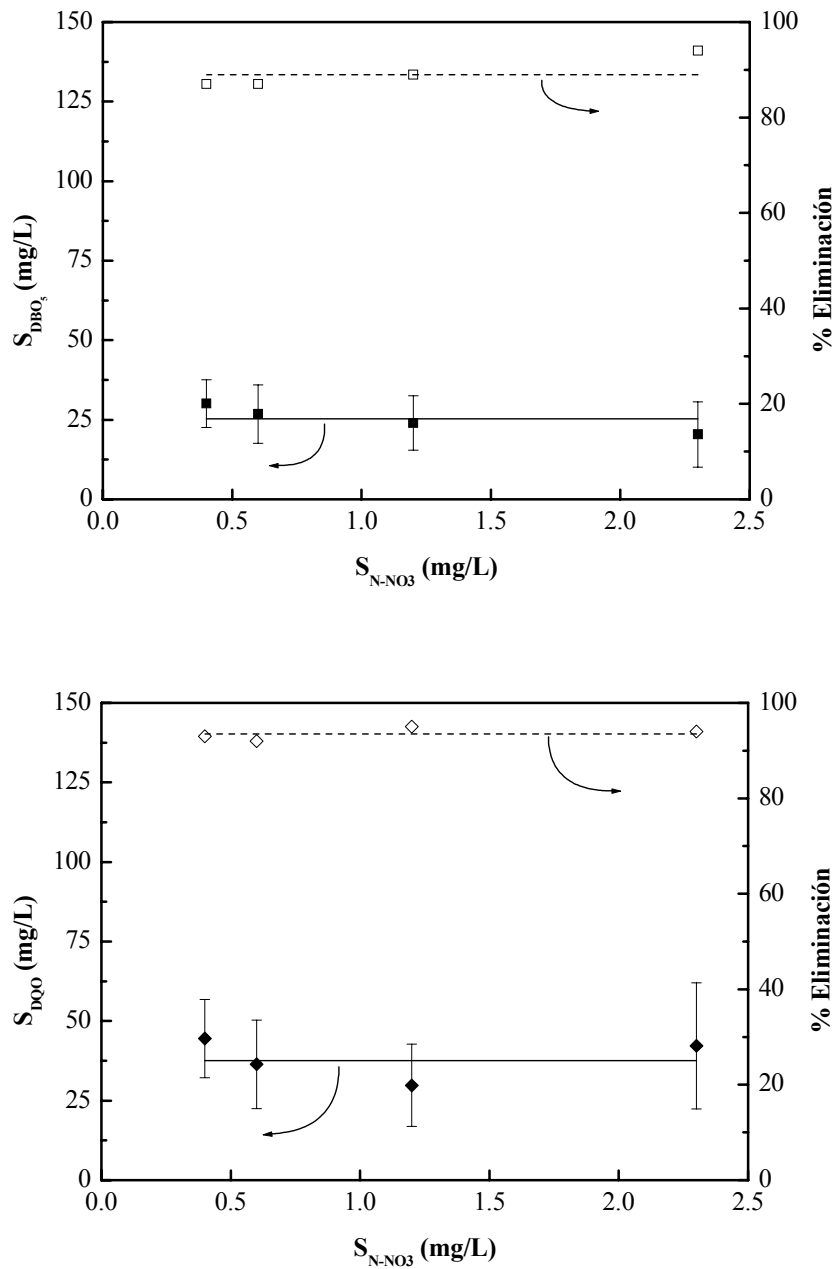


Figura 6.13. Concentraciones de DBO₅ (■) y DQO (◆) en el agua tratada y porcentajes de eliminación de DBO₅ (□) y DQO (◇) para diferentes concentraciones de nitratos en el compartimento anaerobio.

b) Características del fango activo

En la figura 6.14 se presentan los contenidos de fósforo en el fango activo para cada una de las concentraciones de nitratos en el compartimento anaerobio. En ella se aprecia como al aumentar la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio

6. Discusión de Resultados

disminuye el porcentaje de fósforo en el fango activo. Esta tendencia confirma el hecho de que al aumentar la concentración de nitratos en el compartimento anaerobio, se reduce la ventaja competitiva que presentan las bacterias PAO de acumular sustratos en esta etapa, favoreciéndose el desarrollo de otros microorganismos que no presenta la capacidad de acumular polifosfatos en su interior. Además, al aumentar la presencia de nitratos en el proceso se favorece el desarrollo de la fracción DNPAO, que en igualdad de condiciones acumula menos fósforo que las bacterias PAO.

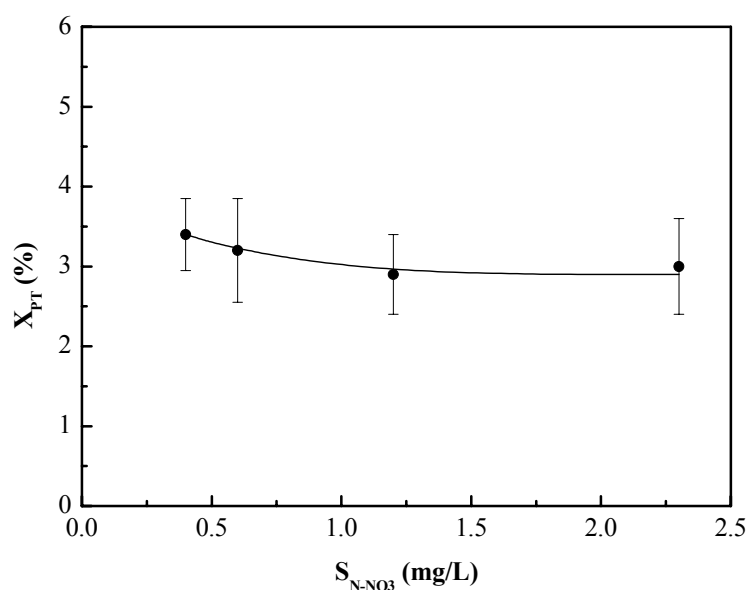


Figura 6.14. Porcentaje de fósforo en el fango activo para diferentes concentraciones de nitratos en el compartimento anaerobio.

A partir de estos resultados experimentales, se seleccionaron como razones de recirculación óptimas las que producen una menor concentración de nitratos en el compartimento anaerobio, que se corresponden con una recirculación aerobio-anóxico del 55%, y una recirculación anóxico-anaerobio del 160%.

6.3.3 INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RETENCIÓN CELULAR

Con objeto de estudiar la influencia del tiempo de retención celular (TRC), se realizaron experimentos en continuo, a escala planta piloto, en los que se modificó dicho parámetro entre 6 y 10 días.

Los resultados de estos experimentos, así como las condiciones de operación utilizadas se han indicado anteriormente en las tablas 5.9 a 5.11.

a) Características del agua tratada

En la figura 6.15 se presentan las concentraciones de fósforo y de nitrógeno en el agua tratada. En esta figura se observa como a medida que aumenta el TRC se produce un aumento en la concentración de fósforo en el agua tratada. Esto es debido a que al aumentar el tiempo de retención celular, se favorece el crecimiento de otros grupos de microorganismos frente a las bacterias PAO quienes, por el contrario, se ven favorecidas a bajos tiempos de retención celular. Además, la purga de fangos es menor, por lo que se retira menos fósforo del sistema.

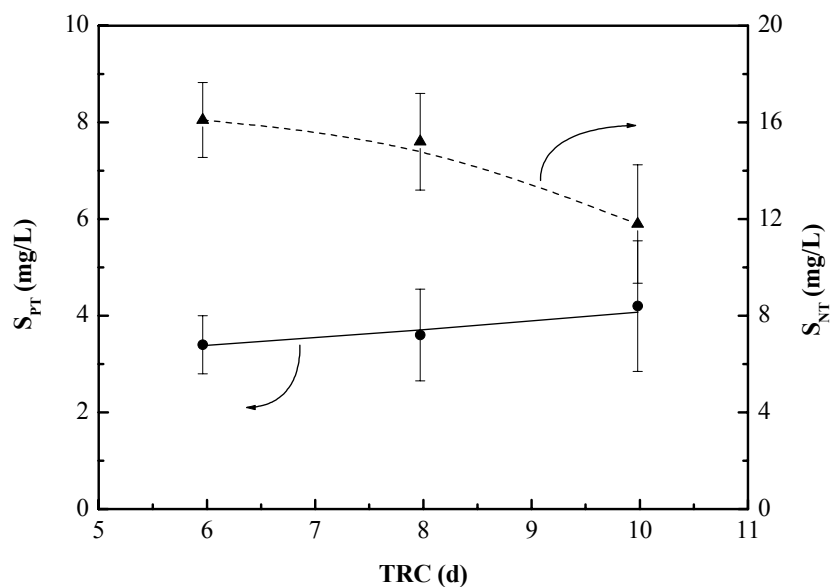


Figura 6.15. Nitrógeno (▲) y fósforo (●) presente en el agua tratada para diferentes tiempos de retención celular.

En experiencias realizadas a escala piloto con una configuración de proceso muy similar a la utilizada en esta investigación, McClintock y col., (1993), observaron un descenso en la concentración de fósforo en el efluente a medida que se disminuía el TRC, presentando un máximo la concentración de fósforo en el fango para un TRC en torno a 5 días. Para tiempos de retención celular inferiores a 4 días se impide el crecimiento de los microorganismos capaces de eliminar fósforo, por lo que la

6. Discusión de Resultados

concentración de fósforo en el agua tratada aumenta progresivamente a medida que se disminuye el TRC por debajo de este valor.

Con respecto a la eliminación de nitrógeno presente en el agua residual, en la figura 6.15 se observa una tendencia contraria a la del fósforo. La concentración de nitrógeno en el agua tratada disminuye a medida que aumenta el TRC. Esto es debido a que la velocidad de crecimiento de las bacterias autótrofas, responsables de la nitrificación, es inferior a la de las heterótrofas, necesitando, por tanto, un mayor TRC y por ello, elevados TRC permiten su crecimiento y un funcionamiento mejor de la nitrificación. Se ha observado que para conseguir la completa nitrificación de un agua residual urbana típica es necesaria un TRC de unos 15 días (Ekama y Wentzel, 1999). Las bacterias nitrificantes son autótrofas, sin embargo, las desnitrificantes son heterótrofas y pueden resistir edades de fango bajas. Esto significa que el TRC está actuando principalmente sobre el proceso de nitrificación al permitir o no el crecimiento de las bacterias autótrofas, haciendo que esta etapa sea la controlante de la eficacia de la eliminación total del nitrógeno.

En la figura 6.16 se presentan los porcentajes de eliminación de fósforo y nitrógeno del agua residual, para las diferentes TRC.

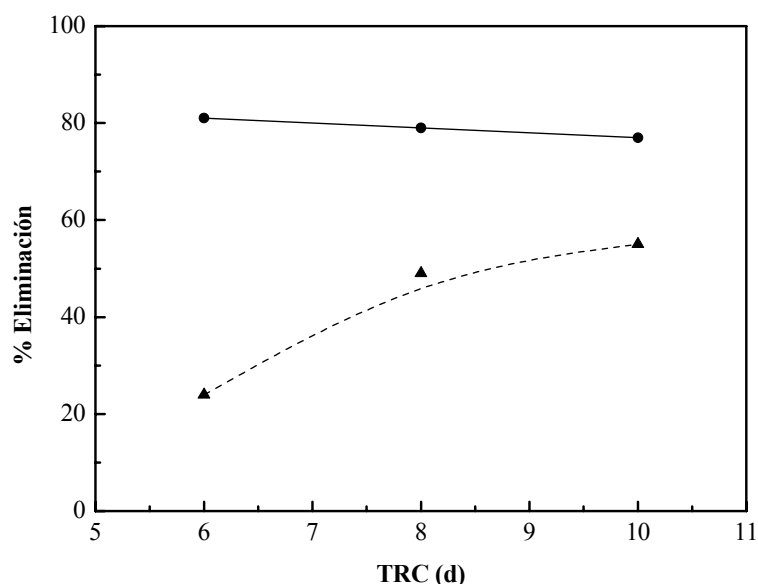


Figura 6.16. Porcentajes de eliminación de nitrógeno (▲) y fósforo (●) para diferentes tiempos de retención celular.

A partir de esta gráfica se comprueba que la eliminación, tanto de nitrógeno como de fósforo, sigue las tendencias explicadas anteriormente, destacando el elevado porcentaje de eliminación del fósforo (mayor del 80% en algunos casos) y la gran influencia del TRC sobre el porcentaje de eliminación del nitrógeno.

En la figura 6.17 se presentan la S_{DBO_5} y la S_{DQO} en el agua residual tratada, junto con sus porcentajes de eliminación para cada TRC estudiado.

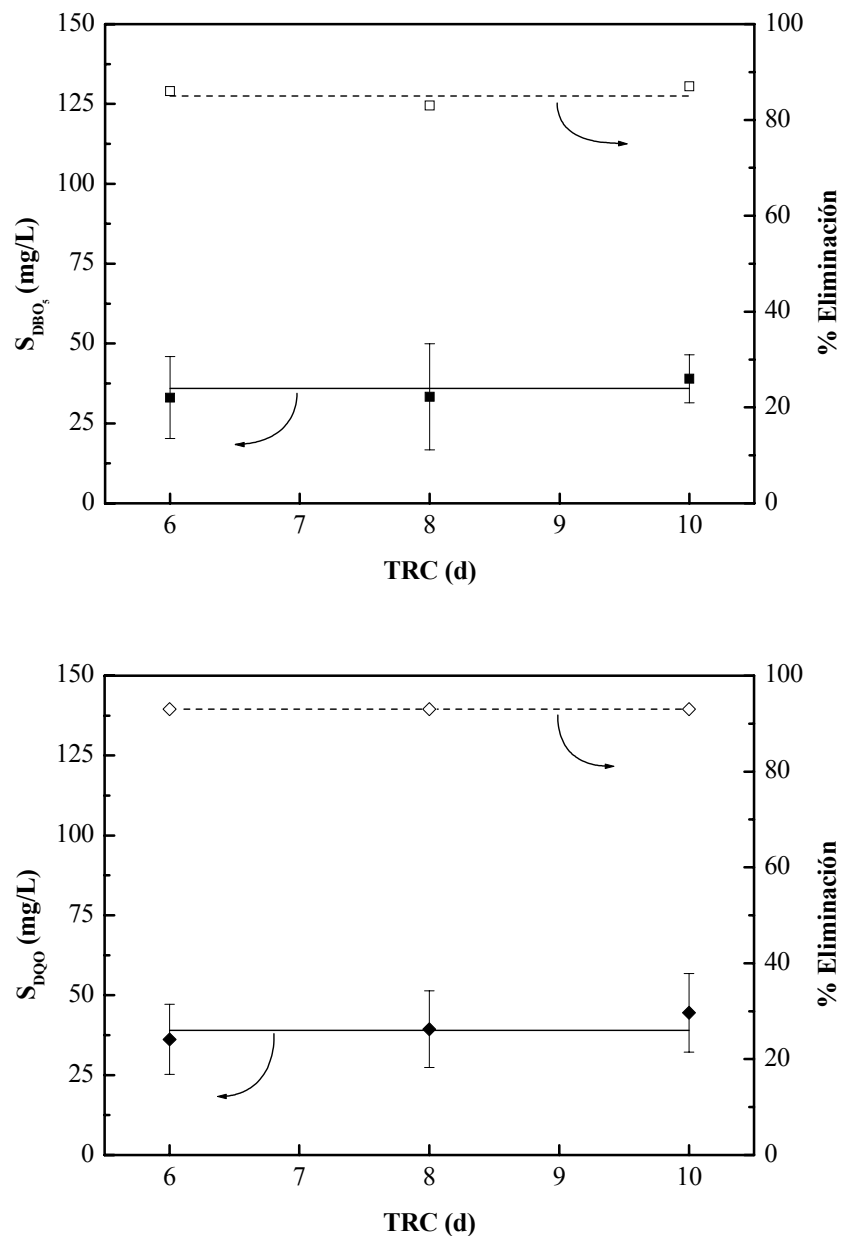


Figura 6.17. Concentraciones de DBO_5 (■) y DQO (◆) en el agua tratada y porcentajes de eliminación de DBO_5 (□) y DQO (◇) para diferentes tiempos de retención celular.

6. Discusión de Resultados

Los resultados mostrados en estas gráficas indican que al modificar el TRC, dentro del intervalo estudiado, apenas varían los porcentajes de eliminación de S_{DBO5} y S_{DQO} del agua residual.

Las modificaciones en el TRC dentro del intervalo estudiado, entre 6 y 10 días, apenas producen modificaciones sobre el tipo de microorganismos heterótrofos convencionales, que son los microorganismos principalmente implicados en la eliminación de la S_{DQO} . Esto es debido a que la velocidad máxima de crecimiento específica de este tipo de microorganismos es suficientemente elevada para permitir su desarrollo en todos los casos. Además, al haberse modificado el TRC dentro de un intervalo pequeño, no se han producido grandes modificaciones en la purga de microorganismos, ni en la concentración de los mismos en el reactor.

b) Características del fango activo

En la figura 6.18 se presentan los contenidos de fósforo en el fango activo para cada uno de los TRC estudiados. En ella se aprecia como el contenido de fósforo en el fango activo permanece estable al aumentar el TRC. Esto nos indica que de las dos explicaciones propuestas anteriormente para justificar el empeoramiento de la eliminación de fósforo al aumentar el tiempo de retención celular, es decir:

- Ventajas competitivas para el desarrollo de otras bacterias frente a las PAO.
- Disminución de la cantidad de fango purgado.

la que tiene mayor importancia es la cantidad de fango activo que se retira del reactor biológico, ya que al mantenerse el contenido de fósforo en el fango activo aproximadamente constante podemos suponer que la población de bacterias PAO no se ve modificada de un modo significativo al modificar el TRC dentro del intervalo estudiado.

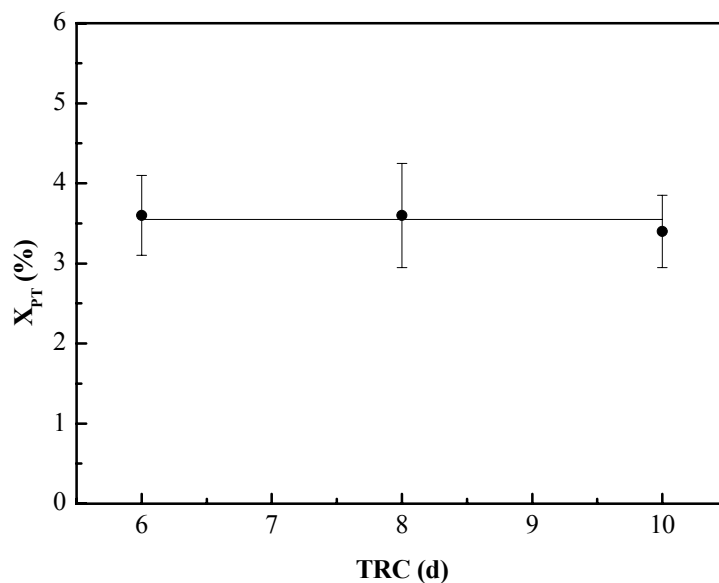


Figura 6.18. Porcentaje de fósforo en el fango activo para diferentes tiempos de retención celular.

Por todo ello y teniendo en cuenta la influencia del TRC en la eliminación tanto de nitrógeno como de fósforo, podemos concluir que será el requerimiento de TRC para la nitrificación el factor que fijará finalmente el valor de dicha variable. Debido a las distintas necesidades de TRC que presentan las bacterias encargadas de la eliminación de nitrógeno y fósforo, y desde un punto de vista práctico, es necesario optimizar dicha variable. En este trabajo y con el objetivo de obtener un efluente con las mínimas concentraciones tanto de nitrógeno como de fósforo, se recomienda un valor intermedio entre 7 y 8 días.

6.3.4 SELECCIÓN DE LAS CONDICIONES ÓPTIMAS DE OPERACIÓN

Analizando globalmente los resultados obtenidos en el presente apartado, en el que se estudia la influencia de las variables de operación, se puede concluir que:

En muchos de los experimentos realizados, el agua tratada no cumple con las especificaciones de contenido en fósforo, aunque los rendimientos de eliminación son apreciables. Por el contrario, la eliminación del nitrógeno presente en el agua residual es más factible, pudiéndose obtener, en casi todas las situaciones, una concentración de

6. Discusión de Resultados

nitrógeno en el agua residual efluente por debajo de los límites legales. Debido a que el efecto de algunas de las variables estudiadas beneficia la eliminación de uno de los nutrientes, perjudicando la del otro, se ha de llegar en muchas ocasiones a soluciones de compromiso que dependerán de las características del agua residual influente.

Conseguir una buena eliminación de fósforo es el aspecto más complicado de este trabajo. Como ya se ha comentado, no se alcanzan los límites exigidos en muchas ocasiones, y además se han observado siempre bajas concentraciones de fósforo en el fango con respecto a los valores típicos de un fango con buena eliminación de fósforo (5 - 8%). Esto se debe a que el cultivo presenta una baja proporción de bacterias PAO. Este hecho ha sido observado también en otras investigaciones en las que se detectó un deterioro en la eficacia de eliminación de fósforo en procesos con ambientes aerobios y no aerobios. La explicación de este comportamiento reside en la existencia de grupos de microorganismos que compiten con las PAO. Estos grupos de microorganismos son capaces de desarrollarse en alternancia de ambientes aerobios y no aerobios, pero no poseen la capacidad de almacenar fósforo. La concentración de nitratos en el compartimento anaerobio y el TRC han sido los factores que más han influido sobre la proporción entre dichas bacterias y las bacterias PAO:

- Un aumento del TRC favorece el desarrollo de los otros tipos de bacterias frente a las PAO.
- Altas concentraciones de nitratos en el compartimento anaerobio favorecen otros procesos y la actividad de las bacterias DNPAO frente a las PAO.

La eliminación tanto de DBO_5 como de DQO supera siempre los requisitos exigidos por la legislación vigente. Además, se ha observado que el fango aclimatado para la eliminación de nutrientes presenta unas buenas características de sedimentabilidad.

En base a los resultados obtenidos podemos seleccionar las condiciones óptimas de operación para la eliminación biológica de nutrientes del agua residual urbana de Ciudad Real. Estas condiciones de operación se presentan en la tabla 6.2.

Tabla 6.2. Condiciones de operación en la planta piloto.

Variable	Valor
Proceso	Virginia Initiative Plant (VIP)
Caudal de agua residual influente ($L \cdot h^{-1}$)	56
Caudal de recirculación de fangos decantados ($L \cdot h^{-1}$)	28
Temperatura del agua residual influente ($^{\circ}C$)	20
pH del agua residual influente	7.2 – 7.6
Oxígeno disuelto en el compartimento aerobio ($mg \cdot L^{-1}$)	2.0
TRC (d)	8
Tiempo de retención hidráulica Anaerobio (h)	1
Tiempo de retención hidráulica Anóxico (h)	1
Tiempo de retención hidráulica Aerobio (h)	4
Caudal de recirculación Aerobio/Anóxico ($L \cdot h^{-1}$)	89.6
Caudal de recirculación Anóxico/Anaerobio ($L \cdot h^{-1}$)	30.8

En la figura 6.19 se presentan los resultados obtenidos en un experimento realizado con las condiciones de operación seleccionadas como óptimas y recogidas en la tabla 6.2. En ella se presentan también los límites legales impuestos tanto para las concentraciones de contaminantes en el agua tratada como para los porcentajes mínimos de eliminación de los contaminantes. De estos dos límites la ley obliga a cumplir al menos uno de ellos. En estas gráficas, se aprecia como tanto para la eliminación de la S_{DBO5} como de la S_{DQO} se cumplen los porcentajes mínimos de eliminación impuestos por la ley. Además, para el caso de la S_{DQO} , la concentración en el agua tratada es inferior al límite máximo marcado por la ley.

Sin embargo, para el caso de los nutrientes, nitrógeno y fósforo, los resultados están muy cerca de los límites impuestos por la ley pero sin llegar a cumplirlos:

- En el caso del fósforo el porcentaje de eliminación medio obtenido durante el experimento fue de un 79%, siendo el porcentaje mínimo de eliminación exigido por ley de un 80%. La concentración media de fósforo en el agua tratada fue de 3.6 mg/L, superior al límite máximo impuesto de 2 mg/L.

6. Discusión de Resultados

- Para el caso del nitrógeno, el límite marcado por ley más cercano a los resultados obtenidos es el de concentración en el agua tratada. La concentración media de nitrógeno en el agua tratada fue de 15.2 mg/L, siendo la concentración máxima permitida por la ley de 15 mg/L. El valor medio del porcentaje de eliminación de nitrógeno se situó en el 49%, valor muy inferior al mínimo exigido por ley que es del 70%.

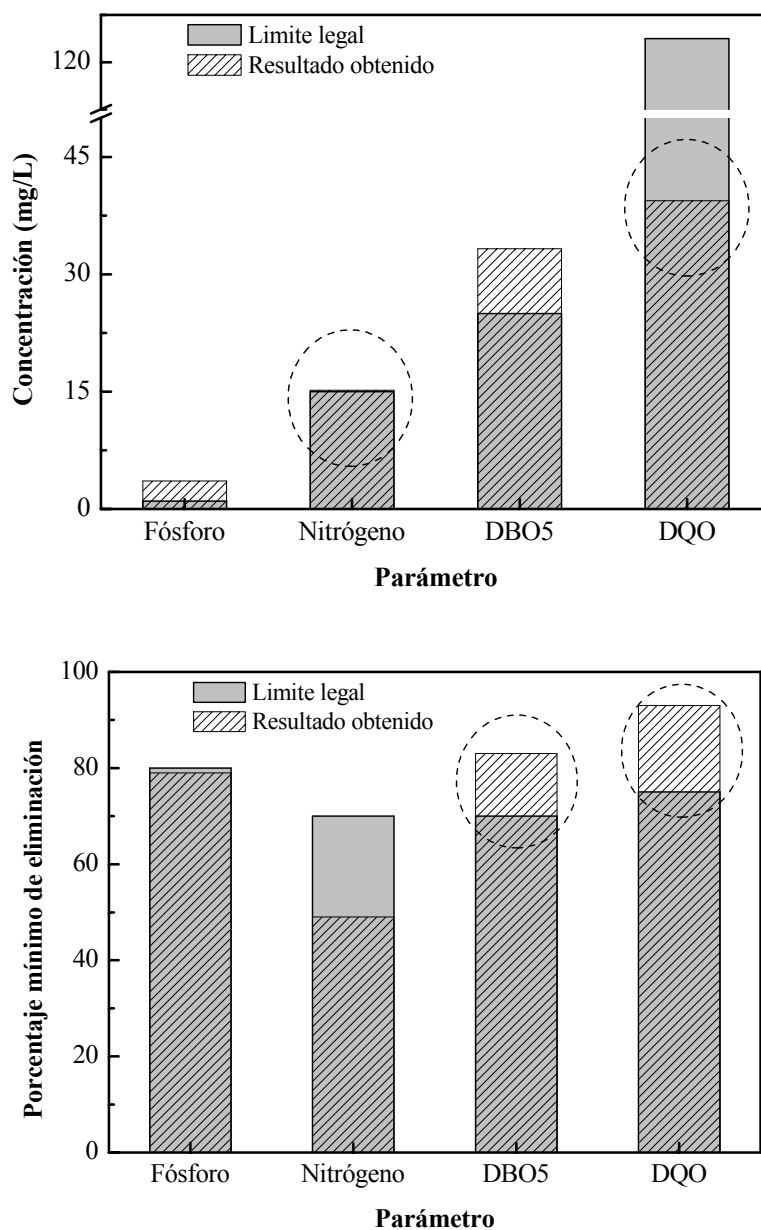


Figura 6.19. Límites legales y resultados obtenidos para la eliminación de fósforo, nitrógeno, DBO₅ y DQO en el experimento realizado con las condiciones óptimas de operación. Con un círculo se indican los límites legales cumplidos.

6.4 MANTENIMIENTO DEL PROCESO DE FANGOS ACTIVOS EN LABORATORIO. DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE BACTERIAS PAO Y GAO.

Para la realización de los experimentos a escala laboratorio fue necesario disponer, en primer lugar, de un fango activo aclimatado para la eliminación biológica de nutrientes con características estables. Con este fin, se desarrolló un proceso A/O en laboratorio utilizando el procedimiento y condiciones experimentales ya mostrados en los apartados *4.4.3a Mantenimiento del proceso de fangos activos en laboratorio* y *5.4.1 Mantenimiento del proceso en laboratorio y caracterización del fango activo*, y en la tabla 5.12.

Este cultivo se alimentó con agua residual urbana real modificada que presentaba una elevada concentración de ácidos grasos volátiles, con lo que se incrementa la respuesta del cultivo en los procesos relacionados con la eliminación biológica de fósforo haciendo que ésta sea más apreciable. Las características del fango obtenido, y que posteriormente será utilizado en los experimentos realizados en laboratorio, se presentan en la tabla 5.12.

Diariamente, a lo largo de una de las etapas de un ciclo A/O, se determinaron las concentraciones de S_{PT} , S_{DQO} y S_{N-NO_3} en el agua y X_{PP} en el fango. En las figuras 6.20 y 6.21 se presentan las concentraciones medias y las desviaciones típicas de cada uno de estos parámetros a lo largo de un ciclo.

En estas figuras se puede apreciar cómo las concentraciones de los contaminantes presentes en el agua residual siguen las tendencias típicas del proceso A/O. Es decir, liberación de S_{PT} y acumulación de S_{DQO} en la etapa anaerobia y acumulación de S_{PT} en la etapa aerobia. Cabe destacar que en la etapa anaerobia se produce algo de desnitrificación de los nitratos obtenidos en la etapa aerobia previa.

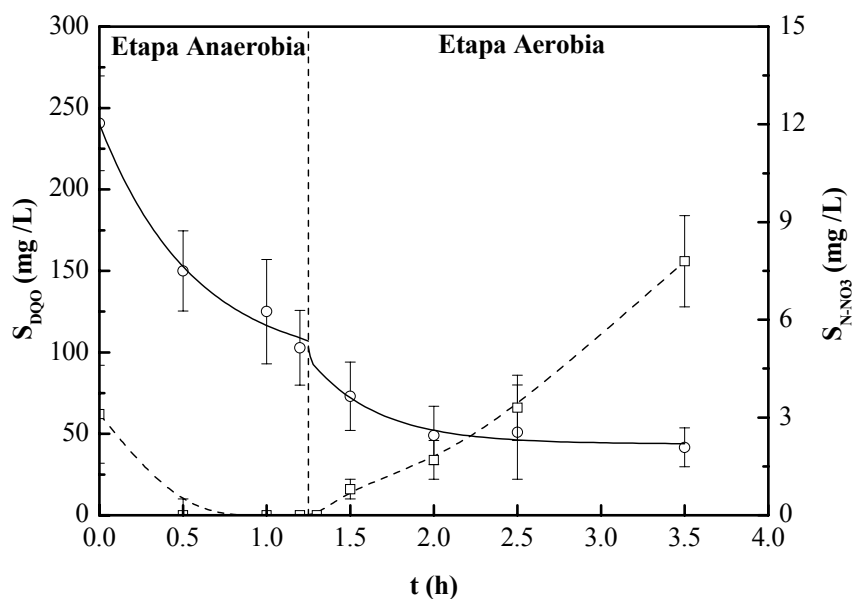


Figura 6.20. Concentraciones medias y desviaciones típicas de S_{DQO} (○) y S_{N-NO_3} (□) a lo largo de un ciclo A/O.

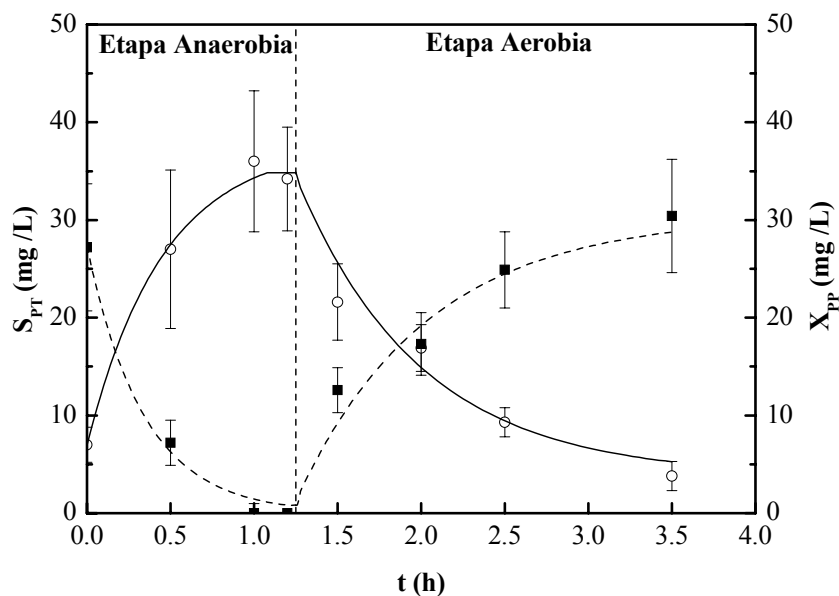


Figura 6.21. Concentraciones medias y desviaciones típicas de S_{PT} (○) y X_{PP} en exceso (■) acumulado en el fango a lo largo de un ciclo A/O.

Dado que este cultivo de fangos activos se utilizará para los posteriores estudios de laboratorio sobre la influencia de los vertidos de aguas residuales industriales, se

consideró interesante determinar las concentraciones de bacterias PAO y GAO en el mismo.

Para determinar la concentración de bacterias PAO en el fango, se utilizaron las concentraciones de S_{DQO} y S_{PT} en el agua y X_{PP} en la biomasa a lo largo de un ciclo A/O, mediante ajuste de los parámetros indicados en el modelo metabólico propuesto en bibliografía (Smolders y col., 1995a) que se adjunta en el apéndice.

Este modelo fue desarrollado utilizando un proceso A/O similar al utilizado en este trabajo, siendo la única diferencia la mayor duración de la etapa anaerobia (2.25 h). El agua residual alimentada fue sintética, siendo el único sustrato orgánico acetato sódico. En nuestro caso alimentamos agua residual urbana real modificada, pero teniendo en cuenta la concentración de acetato sódico en la misma al comienzo del experimento (120 mg S_{DQO} /L), y la cantidad de S_{DQO} acumulada durante la etapa anaerobia (138 mg S_{DQO} /L) se observa que la mayor parte (87%) del sustrato acumulado en la etapa anaerobia por las bacterias PAO es acetato sódico. Por ello, los parámetros obtenidos por Smolders y col., se consideran aplicables a este proceso.

Mediante ajuste de nuestros resultados experimentales al modelo metabólico propuesto, se obtuvo el perfil de concentraciones de X_{PAO} a lo largo de un ciclo (figura 6.22), siendo su concentración media durante el mismo de 275 mg $DQO-X_{PAO}$ /L, aproximadamente un 9% del total de la concentración de sólidos suspendidos totales expresados como DQO.

La baja concentración de X_{PAO} obtenida puede explicarse por las características del agua residual alimentada, que utiliza como base agua residual urbana real. La mayor parte de los componentes presentes en el agua residual urbana real no pueden ser acumulados por las bacterias PAO en la etapa anaerobia, quedando disponibles, en la etapa aerobia, para el resto de los microorganismos presentes en el fango activo permitiendo su desarrollo en el cultivo. Este hecho fue ya observado en otras investigaciones como la realizada por Smolders y col., (1995b).

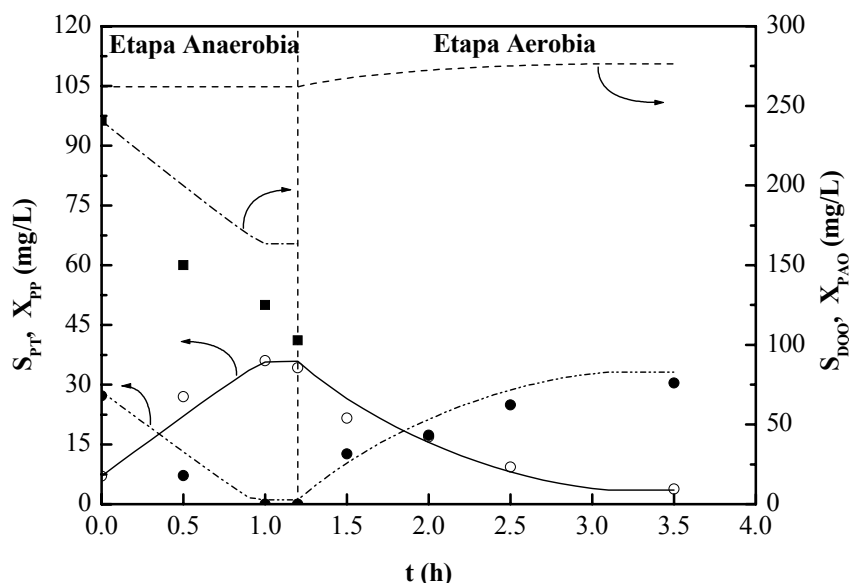
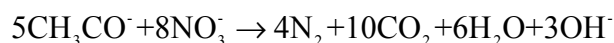


Figura 6.22. Resultados del ajuste del modelo metabólico a los datos experimentales. S_{DQO} (■), S_{PT} (○) y X_{PP} (●) en exceso, y X_{PAO} (--) estimada por el modelo. Las líneas corresponden al ajuste del modelo.

Analizando la desaparición de S_{DQO} en la etapa anaerobia, se observa como ésta es superior a la acumulación realizada por las bacterias PAO según estima el modelo, lo que indica que hay otro tipo de procesos en los que se utilizan sustratos en la etapa anaerobia. Uno de ellos es la desnitrificación de los nitratos que quedan en el sistema después de la etapa aerobia del ciclo anterior. Estos nitratos se utilizan como aceptores de electrones en la degradación de los sustratos fácilmente degradables, consumiéndose, por tanto, S_{DQO} . La cantidad de S_{DQO} utilizada en el proceso de desnitrificación podemos calcularla de forma teórica, teniendo en cuenta que, de todos los sustratos presentes en el agua residual, el sustrato que más rápidamente es oxidado en presencia de nitratos es el acetato. A continuación se presenta la ecuación química que describe el proceso de desnitrificación cuando el donador de electrones es acetato.



Utilizando la formula propuesta por Randall y col. en 1992, podemos determinar la cantidad de S_{DQO} consumida en la desnitrificación al comienzo de la etapa anaerobia.

$$\frac{S_{DQO}}{S_{N-NO_3}} = \frac{2.86}{1 - 1.134 \cdot Y_N} \quad [6.1]$$

donde:

$$Y_N = \frac{Y_H}{1 + b \cdot TRC} \quad [6.2]$$

Tomando los valores típicos propuestos en bibliografía para el coeficiente de producción de biomasa en el proceso de desnitrificación Y_H (0.45 g SSV/g S_{DQO}) y para la constante de lisis b (0.25 d^{-1}), y teniendo en cuenta que se desnitrifican 3.1 mg de N en forma de nitratos, obtenemos que se han consumido en este proceso de desnitrificación aproximadamente 10.7 mg S_{DQO}/L . El resto de la S_{DQO} acumulada en la etapa anaerobia podemos suponer que se debe a la presencia de otras bacterias, con capacidad de acumular sustratos en la etapa anaerobia, pero que no liberan fósforo. La concentración de estas bacterias, que generalmente se denominan GAO, puede determinarse utilizando la ecuación propuesta por Rodrigo y col. (1999b).

$$Y_{PO_4-Obtenido} = Y_{PO_4} \cdot \frac{X_{PAO}}{X_{PAO} + X_{GAO}} \quad [6.3]$$

Esta ecuación relaciona el parámetro $Y_{PO_4-Obtenido}$, (relación entre el S_{P-PO_4} liberado en la etapa anaerobia y la S_{DQO} acumulada en dicha etapa), con la proporción entre las bacterias PAO y GAO. Transformando la ecuación propuesta podemos llegar a una expresión con la que determinar la concentración de bacterias GAO en el fango activo.

$$\frac{X_{GAO}}{X_{PAO}} = \frac{Y_{PO_4}}{Y_{PO_4-Obtenido}} - 1 \quad [6.4]$$

Utilizando el valor de Y_{PO_4} , generalmente aceptado en los estudios de eliminación biológica de fósforo y obtenido por Smolders y col., 1995a, en experimentos realizados a pH neutro (0.55 g S_{P-PO_4}/g S_{DQO}) se puede determinar la concentración de X_{GAO} en el cultivo, que en este caso es de 410 mg $DQO-X_{GAO}/L$, aproximadamente un 17% del total de sólidos suspendidos totales del reactor biológico medidos como DQO.

6. Discusión de Resultados

De este modo se ha conseguido un cultivo de fango activo de características estables y en el que se ha enriquecido ligeramente la fracción de bacterias PAO, para mejorar la respuesta en los experimentos de laboratorio, manteniendo la presencia del resto de los microorganismos tal y como sucede en la planta piloto de fangos activos. Una vez mantenido el cultivo en condiciones estacionarias y caracterizadas las poblaciones más importantes, se utilizó el fango en los experimentos de laboratorio en los que se estudió la influencia, a corto plazo, del vertido de aguas residuales industriales en las etapas anaerobias y anóxicas de un proceso de EBN. La estabilidad y buena caracterización de este cultivo garantiza la repetibilidad experimental y que los resultados de experimentos realizados en distintas fechas, y con tandas de fango distintas, sean comparables.

6.5 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES UTILIZADAS

El objeto de este apartado es estudiar las características de las aguas residuales utilizadas en los experimentos realizados a escala de laboratorio. Como se comentó anteriormente, (Apartado 2.5 *Bioquímica y microbiología de la eliminación biológica de nutrientes*), una de las variables con más influencia sobre la eliminación biológica de nutrientes es la biodegradabilidad de los sustratos presentes en el agua residual. Debido a este motivo es importante caracterizar el agua residual utilizada en los experimentos, de cara a interpretar los resultados de los mismos.

Las aguas residuales industriales utilizadas en estos experimentos se sintetizaron a partir de diferentes referencias bibliográficas (tabla 4.11), aportando una base de nutrientes inorgánicos común a todas ellas (tabla 4.3). La naturaleza de las aguas residuales sintéticas utilizadas en esta investigación fue seleccionada en base al grado de implantación del tipo de industrias en Castilla-La Mancha.

Las aguas residuales sintéticas utilizadas se caracterizaron siguiendo la metodología propuesta anteriormente (apartado 4.3.4 *Caracterización según las directrices "STOWA"*), que se aplica a continuación a partir de los resultados mostrados en las tablas 5.13 a 5.19.

6.5.1 DETERMINACIÓN DE S_{BDQO}

Para la determinación de la S_{BDQO} se realizaron siete experimentos según la norma del ensayo de DBO_5 , uno para cada tipo de agua residual, en los que se midió la demanda de oxígeno en función del tiempo durante 10 días, tal y como recomiendan las directrices marcadas por STOWA. En la figura 6.23, se presentan los resultados obtenidos en estos análisis y el ajuste de los resultados utilizando el método de Thomas (1950), con el que se puede obtener el valor de los parámetros k_{DBO} y DBO_{TOT} de la ecuación [4.10], que son indicativos de la velocidad de degradación y el contenido total de materia orgánica putrescible, respectivamente. Para la realización de estos análisis se utilizó Alil-tiourea como inhibidor de la nitrificación y una concentración de S_{DQO} para todas las aguas residuales industriales que estaba en torno a 300 mg/L.

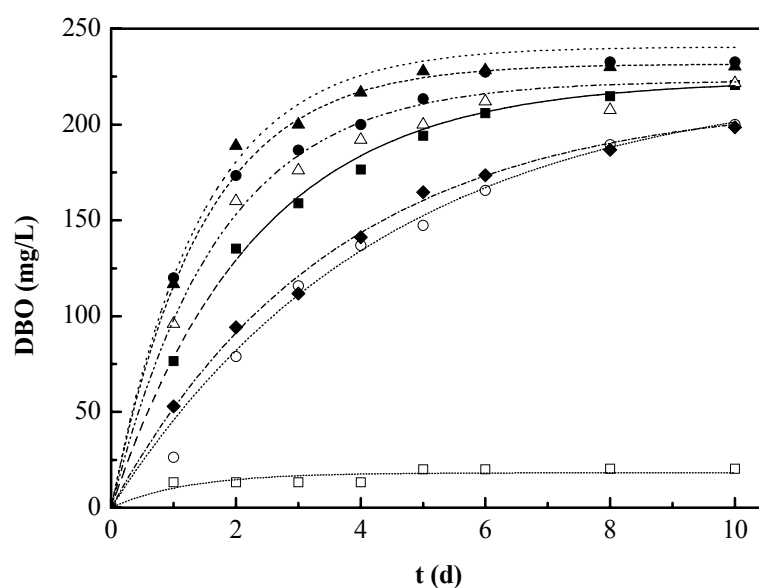


Figura 6.23. Resultados del ajuste, con el método de Thomas, de los resultados experimentales obtenidos en los ensayos de la DBO para las aguas residuales industriales sintéticas de industrias vitivinícolas (▲), queseras (○), lácteas (■), azucareras de remolacha (◆), del procesamiento del tomate (△), del procesamiento de la patata (●) y de industrias cárnicas (□).

Como se comentó anteriormente (apartado 4.3.4 *Caracterización según las directrices “STOWA”*) a partir de los datos de DBO y su ajuste a la ecuación [4.10] se puede determinar la concentración de DQO biodegradable total (BDQO) en la muestra.

6. Discusión de Resultados

Para ello utilizamos la ecuación [4.11]. En la tabla 6.3 se presenta un resumen de los resultados obtenidos, en la que se indican la S_{BDQO} , S_{DBO_5} , S_{DBO_5}/S_{DQO} , el valor del parámetro k_{DBO} y el valor de DBO_{TOT} para cada una de las aguas residuales industriales sintéticas analizadas.

Tabla 6.3. Parámetros indicadores de biodegradabilidad de las aguas residuales industriales sintéticas estudiadas, según el análisis normalizado de DBO_5 .

Agua residual industrial	S_{BDQO} (mg/L)	S_{DBO_5} (mg/L)	S_{DBO_5}/S_{DQO}	k_{DBO} (d ⁻¹)	DBO_{TOT} (mg/L)
Vitivinícolas	271	230	0.77	0.30	241
Queseras	235	200	0.67	0.10	224
Lácteas	259	220	0.73	0.19	223
Azucareras de remolacha	233	198	0.66	0.12	213
Procesado del tomate	260	221	0.74	0.25	223
Procesado de la patata	273	232	0.77	0.30	232
Cárnicas	24	20	0.07	0.36	18

A partir de estos resultados, podemos dividir todas las aguas residuales industriales sintéticas utilizadas en tres grupos.

El primer tipo estaría formado únicamente por el agua residual procedente de las industrias cárnicas. Esta agua se caracteriza por presentar una baja concentración de S_{BDQO} , aunque la velocidad de biodegradación de los compuestos que forman su fracción biodegradable es elevada, tal y como se puede apreciar por el elevado valor del parámetro k_{DBO} . El segundo grupo estaría formado por las aguas procedentes de las industrias azucareras de remolacha y queseras. Estas aguas presentan una mayor concentración de S_{BDQO} que las aguas procedentes de las industrias cárnicas, aunque la velocidad de oxidación de sus compuestos biodegradables es inferior a la obtenida en el caso anterior. El último grupo estaría formado por el resto de las aguas residuales industriales sintéticas utilizadas. Estas aguas residuales presentan los mayores valores de S_{BDQO} estando su concentración en torno a 265 mg/L. La velocidad de degradación de los compuestos presentes en estas aguas es semejante para todas ellas, presentando un valor intermedio en torno a 0.25 (d⁻¹).

6.5.2 DETERMINACIÓN DE S_A Y LA FRACCIÓN DQO_{fb}

Para determinar la concentración de productos de fermentación en el agua residual (S_A), se utilizó el método respirométrico expuesto anteriormente en el apartado 4.3.3. Para ello se pusieron en contacto, en las botellas del respirómetro, el fango activo y el agua residual industrial sintética en las condiciones experimentales mostradas en las tablas 5.13 a 5.19, hasta alcanzar una concentración final de ésta de unos 300 mg S_{DQO}/L . Simultáneamente, se realizaron los correspondientes experimentos en blanco.

Restando el consumo de oxígeno del blanco a cada uno de los respirogramas realizados con las aguas residuales sintéticas utilizadas, obtenemos el consumo de oxígeno debido únicamente al proceso de degradación de la S_{DQO} presente en el agua residual sometida a estudio. Teniendo en cuenta la baja relación S_{DQO}/X_{SS} en el interior de las botellas del respirómetro, podemos suponer que la generación de nueva biomasa es despreciable con respecto a la concentración de biomasa inicial, por lo que el consumo de oxígeno asociado a la nueva biomasa no se tendrá en cuenta. En la figura 6.24 se presentan los respirogramas, obtenidos tras restar el blanco, para todas las aguas residuales industriales sintéticas.

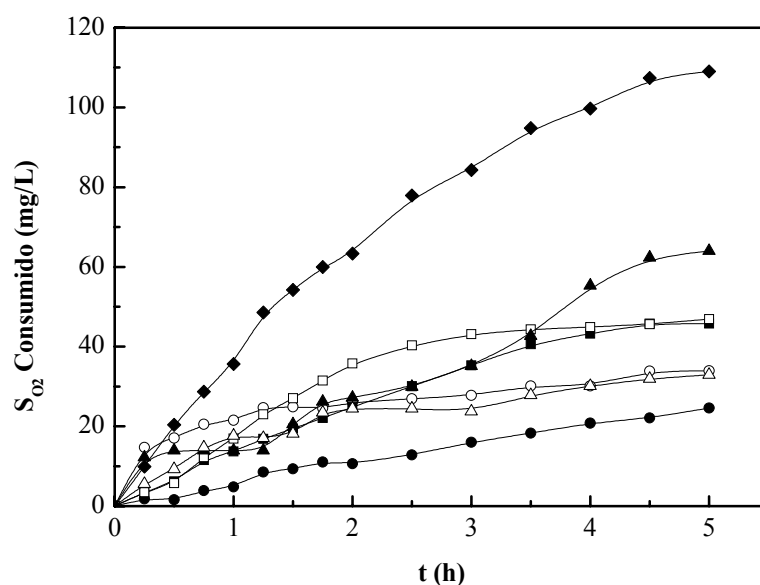


Figura 6.24. Consumo de oxígeno generado por la degradación de los componentes orgánicos de las diferentes aguas residuales industriales sintéticas de industrias vitivinícolas (◆), queseras (○), lácteas (●), azucareras de remolacha (▲), del procesado del tomate (△), del procesado de la patata (□) y de industrias cárnicas (■).

6. Discusión de Resultados

A partir de estos resultados respirométricos podemos determinar la concentración de productos de fermentación (S_A). En la figura 6.25 se presentan las tasas de respiración obtenidas para cada una de las aguas residuales industriales sintéticas utilizadas.

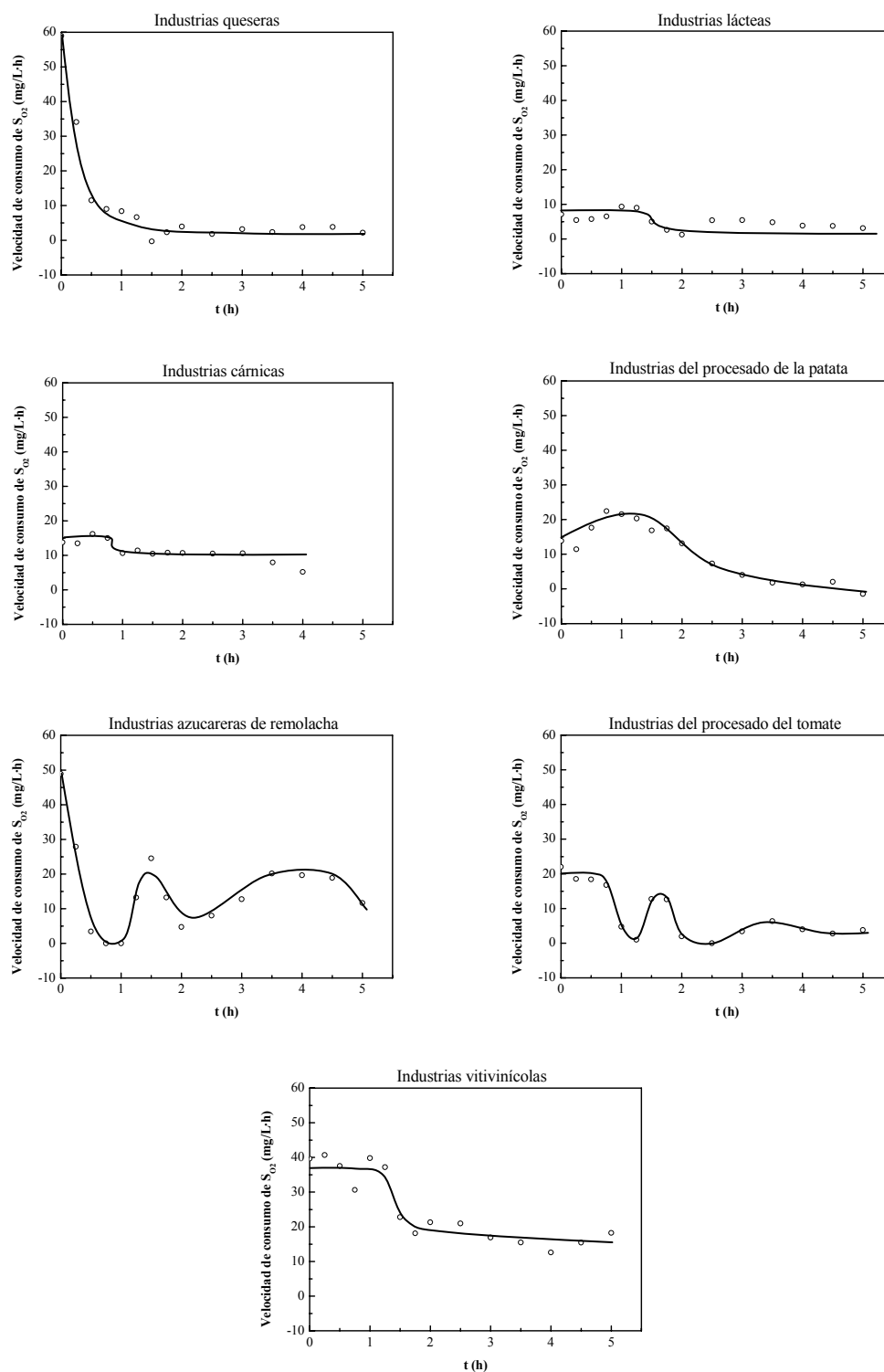


Figura 6.25. Velocidad de consumo de oxígeno en las respirometrías realizadas con las aguas residuales industriales sintéticas: Datos experimentales y tendencias.

En cada una de las curvas de la figura 6.25 se pueden distinguir dos zonas. Una primera zona de consumo de oxígeno más rápido, correspondiente a la degradación de los productos de fermentación y los sustratos fermentables y otra posterior en la que la tasa de consumo de oxígeno es menor y casi constante, decreciendo lentamente. Esta etapa corresponde a la degradación únicamente de los sustratos fermentables.

En los casos particulares de las aguas residuales de las industrias azucareras de remolacha y de las del procesado del tomate, se aprecia como durante el transcurso de la degradación aerobia se producen aumentos en la velocidad de consumo de S_{O_2} . Esto puede ser debido a procesos de fermentación aerobia que transforman parte de los sustratos fermentables presentes en el agua residual en otros más biodegradables que a continuación serán oxidados, y para los que la velocidad de consumo de oxígeno es mayor.

En el caso de las industrias cárnicas, la velocidad de consumo de oxígeno para tiempos superiores a las 4 horas toma valores negativos, por lo que no se muestran en la figura. Esto puede ser debido a fenómenos de inhibición ocasionados por alguno de los sustratos presentes en este tipo de aguas residuales. Estas inhibiciones, hacen que el consumo de oxígeno en la botella del experimento con agua residual de industrias cárnicas sea inferior a la del experimento blanco, ocasionando un consumo de oxígeno neto negativo.

Esta diferencia observada en las tasas de respiración, permite realizar el cálculo de la concentración de productos de fermentación en el agua (S_A) (apartado 4.3.3 *Caracterización mediante respirometría electrolítica*) y a partir de ahí, teniendo en cuenta la S_{DQO} , la fracción fácilmente biodegradable de ésta (DQO_{fb}) utilizando las ecuaciones 4.1 y 4.2 respectivamente. Para ello es necesario determinar el valor del parámetro Y_H , que fue determinado siguiendo el procedimiento propuesto en bibliografía (Cañizares y col., 1999).

6. Discusión de Resultados

En la tabla 6.4 se presentan los valores de S_{O_2} consumida en la oxidación de los productos de fermentación, Y_H y las concentraciones de S_A calculadas de este modo.

Tabla 6.4. Resultados de caracterización de aguas residuales industriales: S_{O_2} , Y_H , S_A y DQO_{fb} .

Agua residual	S_{O_2} (mg/L)	Y_H (mg DQO- X_H / mg DQO- S_S)	S_A (mg/L)	DQO_{fb} (%)
Industrias vitivinícolas	18.1	0.75	72.5	23
Industrias queseras	14.5	0.75	58.0	17
Industrias lácteas	10.6	0.63	28.6	9
Industrias azucareras de remolacha	15.0	0.69	48.4	16
Industrias del procesado del tomate	24.0	0.75	96.0	27
Industrias del procesado de la patata	9.9	0.70	33.0	12
Industrias cárnicas	1.8	0.73	6.7	2

6.5.3 CARACTERIZACIÓN FINAL OBTENIDA

Una vez conocidos estos valores, y mediante la determinación de S_{N-NH_4} , S_{N-NO_3} y S_{P-PO_4} del agua residual industrial sintética y S_{DBO} y S_{DQO} del agua tratada (Tablas 5.13 a 5.19) podemos caracterizar todas las fracciones del agua.

En la tabla 6.5 se presentan las características de todas las aguas residuales industriales sintéticas utilizadas. En esta tabla sólo se presentan los valores de los componentes solubles del agua residual, ya que éstas fueron sintetizadas sin materiales sólidos en suspensión.

Tabla 6.5. Caracterización del agua residual según STOWA.

Parámetro		Agua residual industrial sintética						
<i>Símbolo</i>	<i>Unidad</i>	<i>AR1</i>	<i>AR2</i>	<i>AR3</i>	<i>AR4</i>	<i>AR5</i>	<i>AR6</i>	<i>AR7</i>
S_F	g DQO/m ³	208.0	206.9	55.7	182.9	165.4	201.4	180.3
S_A	g DQO/m ³	58.0	28.6	6.7	33.0	48.4	96.0	72.5
S_{N-NH_4}	g N/m ³	17.0	18.5	22.0	18.4	15.0	19.0	19.5
S_{N-NO_3}	g N/m ³	0	0	0	0	0	0	0
S_{P-PO_4}	g P/m ³	13.5	9.5	9.0	10.2	11.2	10.1	9.7
S_I	g DQO/m ³	85.0	67.5	237.7	57.2	86.2	66.6	59.3
S_{ALC}	mol/m ³	1.43	1.53	1.37	1.35	1.39	1.85	1.85

AR1: Agua residual de industrias queseras; AR2: Agua residual de industrias lácteas; AR3: Agua residual de industrias cárnicas; AR4: Agua residual de industrias del procesado de la patata; AR5: Agua residual de industrias azucareras de remolacha; AR6: Agua residual de industrias del procesado del tomate; AR7: Agua residual de industrias vitivinícolas.

En la figura 6.26 se muestra la distribución porcentual de cada una de las fracciones de la S_{DQO} presente en las aguas residuales mediante un diagrama triangular.

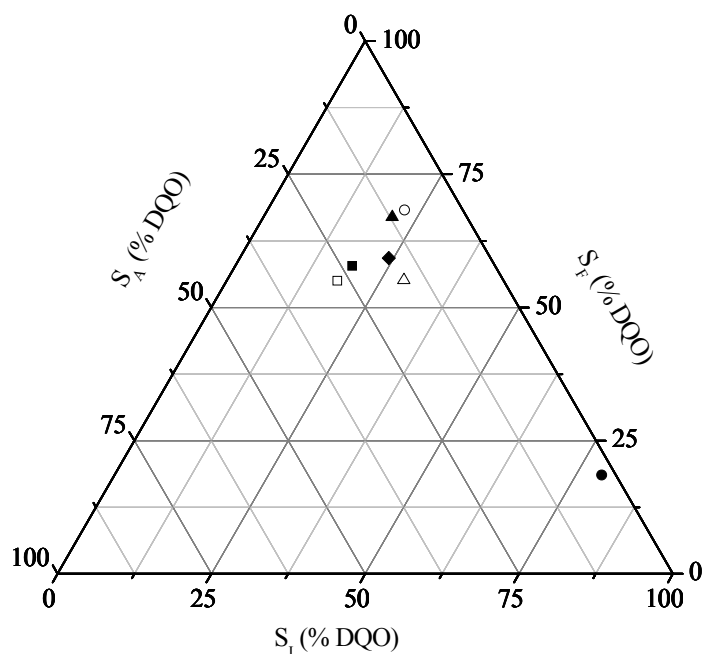


Figura 6.26. Distribución de las distintas fracciones de la DQO presentes en las aguas residuales industriales sintéticas de industrias vitivinícolas (■), queseras (◆), lácteas (○), azucareras de remolacha (△), del procesado del tomate (□), del procesado de la patata (▲) y de industrias cárnicas (●).

6. Discusión de Resultados

En ella puede observarse que casi todas las aguas residuales industriales estudiadas presentan unas características similares, estando el porcentaje de S_{DQO} correspondiente a la fracción S_I entre el 20 y el 30%, el porcentaje correspondiente a la S_F entre el 55 y el 67% y el porcentaje de S_A entre el 14 y el 26%. Fuera de ese intervalo encontramos, únicamente, el agua residual procedente de las industrias cárnicas, cuyos valores de las fracciones S_I , S_F y S_A son 79, 18 y 2% respectivamente, lo que indica que es un agua de inferior biodegradabilidad. Las fracciones más grandes, en cada caso, corresponden a S_F , es decir, materiales orgánicos que no son asimilados directamente sino que se transforman a S_A a lo largo del tratamiento. En este trabajo se considera que la etapa anaerobia de un proceso de eliminación biológica de nutrientes servirá, en parte, para que una parte de S_F sea convertido a S_A , lo que en principio debería mejorar el rendimiento de fenómenos como la liberación de fósforo y la desnitrificación.

Con respecto al contenido de nutrientes (figura 6.27), cabe destacar que todas las aguas residuales presentan concentraciones similares de nitrógeno y de fósforo, ya que estos nutrientes provienen principalmente del aporte artificial de nutrientes inorgánicos. Sin embargo, en el caso de las aguas residuales procedentes de la industria del procesado de la patata se observan elevadas concentraciones de nitrógeno. Esto es debido al elevado contenido en nitrógeno de las patatas, que está en torno al 2% en peso (Rodríguez y col., 2000) y la elevada solubilidad de estos compuestos.

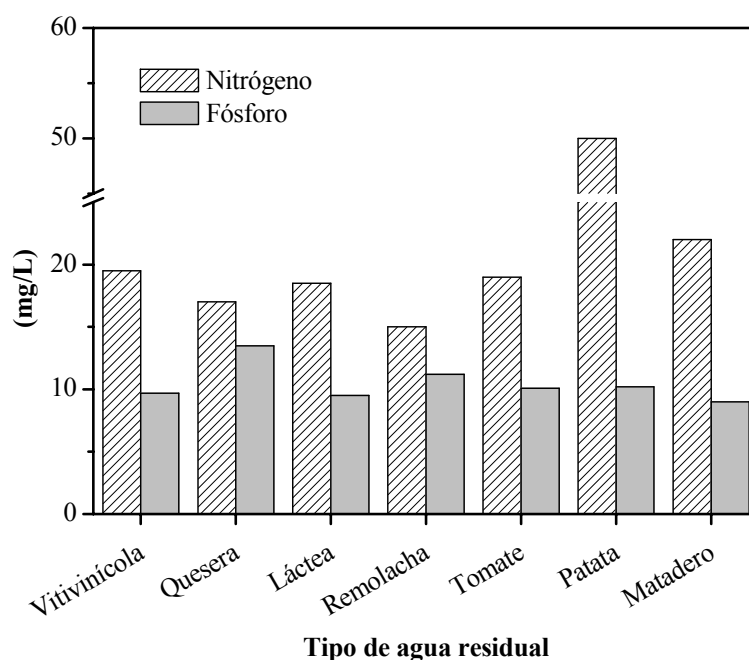


Figura 6.27. Concentraciones de S_{NT} y S_{PT} para cada una de las aguas residuales.

6.6 INFLUENCIA DEL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES EN LA ETAPA ANAEROBIA DE UN PROCESO DE ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES

Con objeto de estudiar la influencia de los vertidos de aguas residuales industriales sobre el funcionamiento de la etapa anaerobia de un proceso de eliminación biológica de nutrientes, se realizaron experimentos discontinuos de laboratorio utilizando aguas residuales industriales sintéticas de diferente naturaleza (apartado 4.1.3 *Agua residual sintética*). En estos experimentos se mantuvo la S_{DQO} aproximadamente constante, así como la composición inorgánica, variando únicamente la naturaleza del sustrato orgánico del agua residual industrial.

En cada uno de estos experimentos anaerobios se alimentó un tipo diferente de agua residual industrial sintética. A lo largo de cada uno de los experimentos se determinaron las características del agua tratada (S_{DQO} , S_{P-PO_4} , S_{PT} , S_{NT} y S_{N-NH_4}) y del fango activo (X_{SS} , SSV y X_{PT}). Simultáneamente, se realizaron experimentos anaerobios de control en los que se registró tanto la respuesta mínima (experimento en blanco) como la respuesta máxima (experimento con acetato). Los resultados de estos experimentos se muestran en las tablas 5.20 a 5.26 (apartados a, b y c).

Cuando se realiza un vertido de aguas residuales industriales en la etapa anaerobia de un proceso de eliminación biológica de nutrientes se producen los fenómenos de acumulación de parte de la S_{DQO} presente en el medio, por parte de las bacterias PAO, y la consecuente liberación de S_{PT} , aunque la S_{DQO} presente en el medio también puede ser acumulada por otros grupos de bacterias llamadas coloquialmente GAO. También, se pueden producir cambios en las concentraciones de las diferentes formas de nitrógeno y fósforo. Además, puede variar la naturaleza de los compuestos orgánicos del agua debido a procesos de hidrólisis y fermentación. Con el fin de determinar la influencia de la duración de la etapa anaerobia sobre la naturaleza o biodegradabilidad de dichos componentes orgánicos, se realizaron experimentos, consistentes en la determinación de la concentración de productos de fermentación (S_A) mediante respirometría electrolítica, para diferentes tiempos de retención anaerobio, tablas 5.20 a 5.26 (apartado d), mediante el procedimiento descrito en el apartado 4.3.3.

6. Discusión de Resultados

A continuación, en las figuras 6.28 a 6.41, se muestran todos los resultados obtenidos para cada uno de los experimentos realizados.

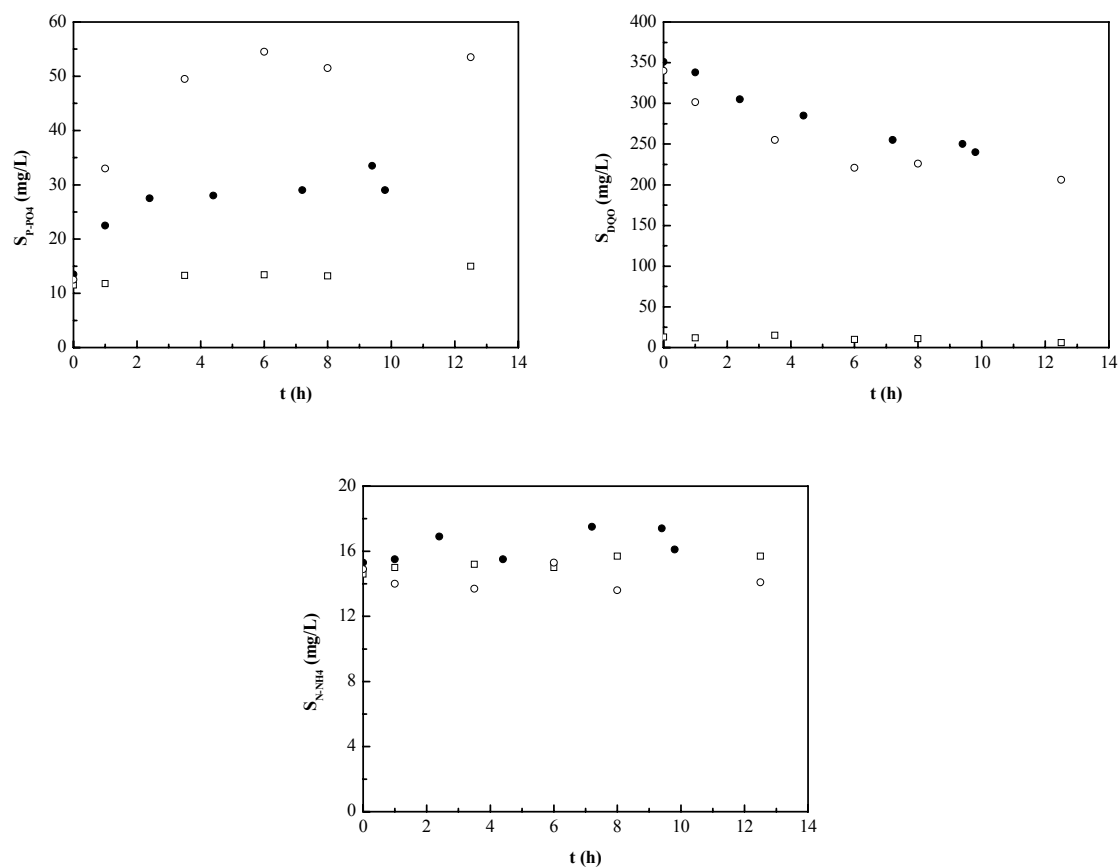


Figura 6.28. Evolución de las concentraciones de S_{P-PO4} , S_{DQO} y S_{N-NH4} en los experimentos realizados con agua residual de industrias queseras (●), acetato (○) y blanco (□).

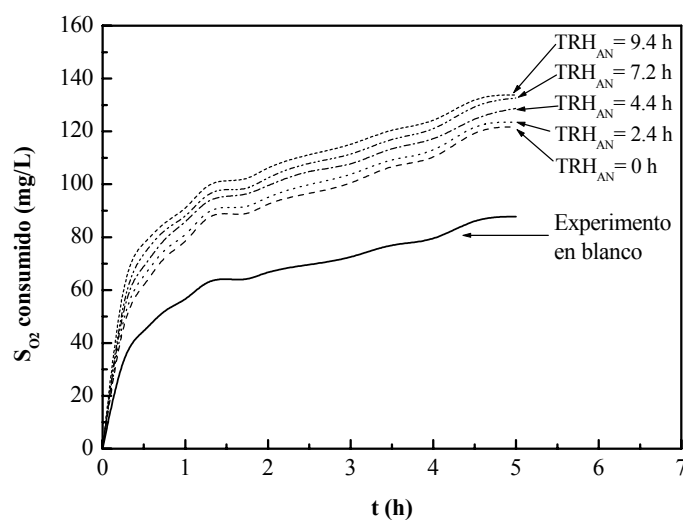


Figura 6.29. Respirogramas obtenidos para diferentes duraciones de la etapa anaerobia cuando se trata agua residual industrial de industrias queseras.

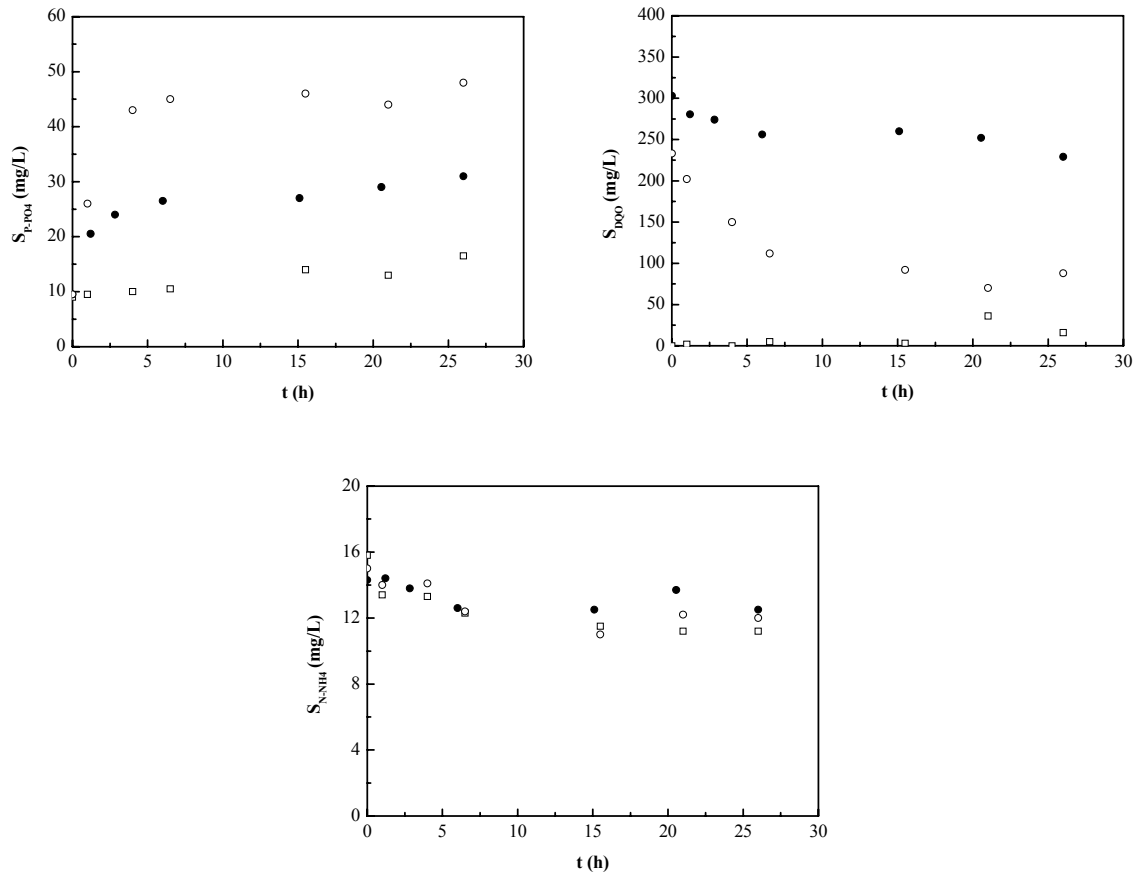


Figura 6.30. Evolución de las concentraciones de S_{P-PO4} , S_{DQO} y S_{N-NH4} en los experimentos realizados con agua residual de industrias lácteas (●), acetato (○) y blanco (□).

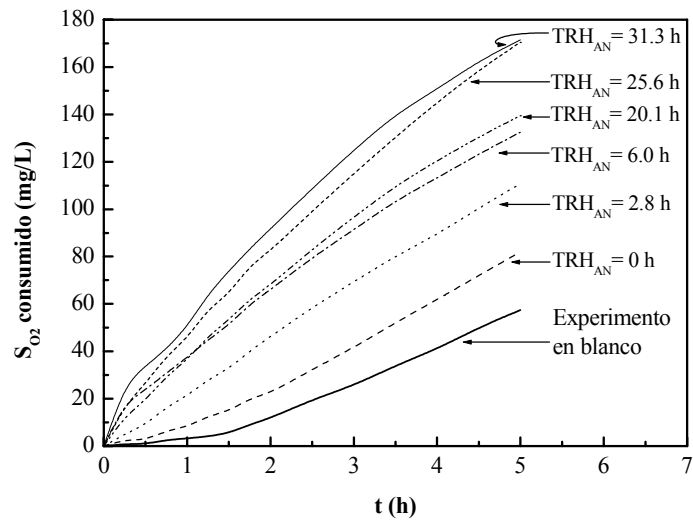


Figura 6.31. Respirogramas obtenidos para diferentes duraciones de la etapa anaerobia cuando se trata agua residual industrial de industrias lácteas.

6. Discusión de Resultados

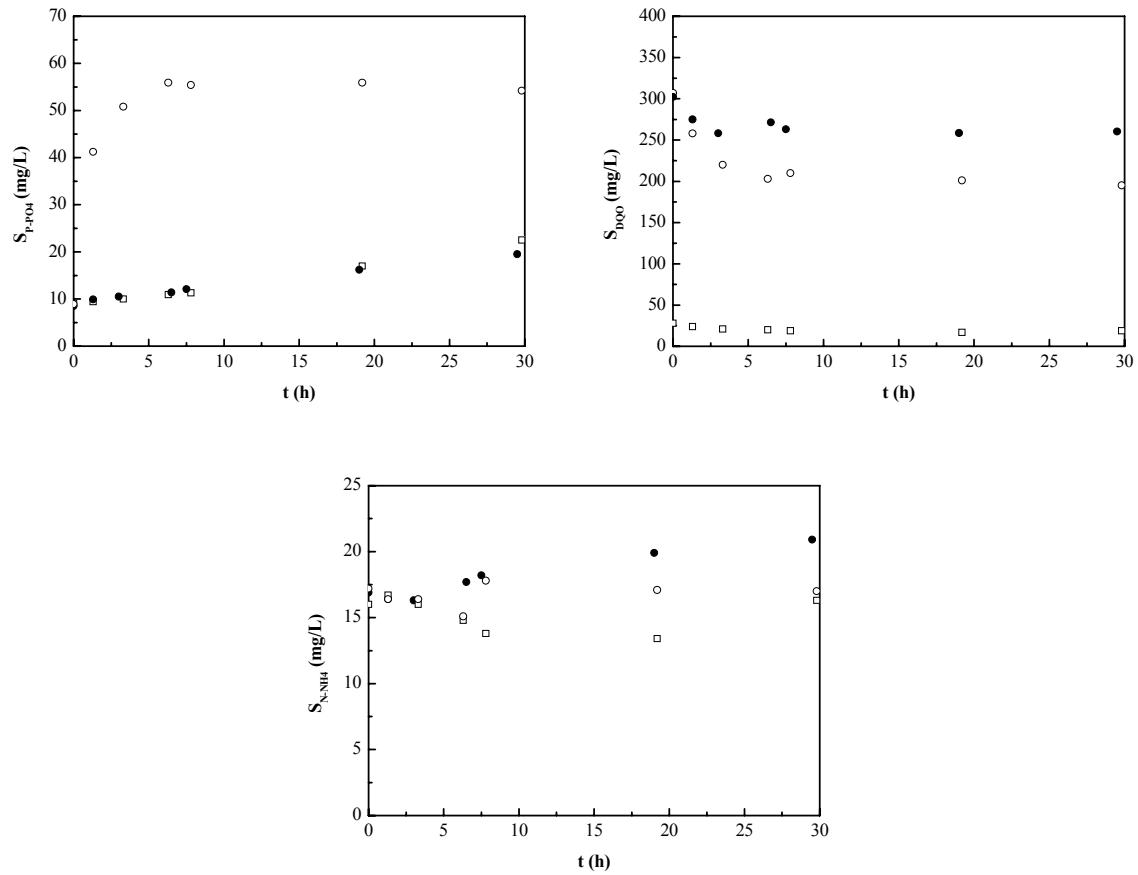


Figura 6.32. Evolución de las concentraciones de S_{P-PO4} , S_{DQO} y S_{N-NH4} en los experimentos realizados con agua residual de industrias cárnicas (●), acetato (○) y blanco (□).

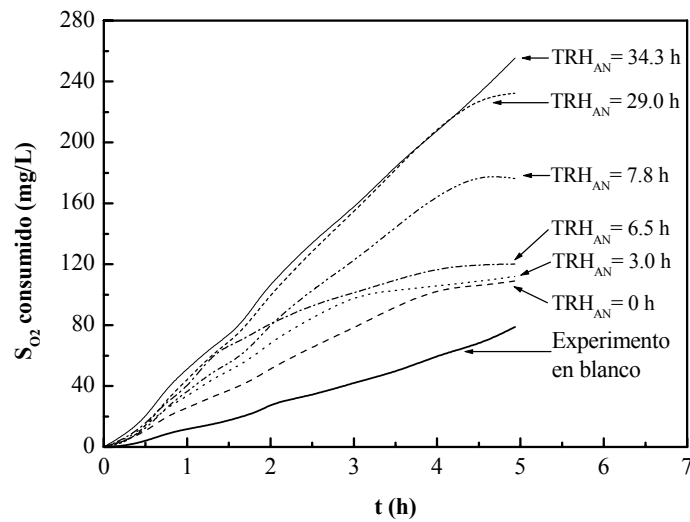


Figura 6.33. Respirogramas obtenidos para diferentes duraciones de la etapa anaerobia cuando se trata agua residual industrial cárnicas.

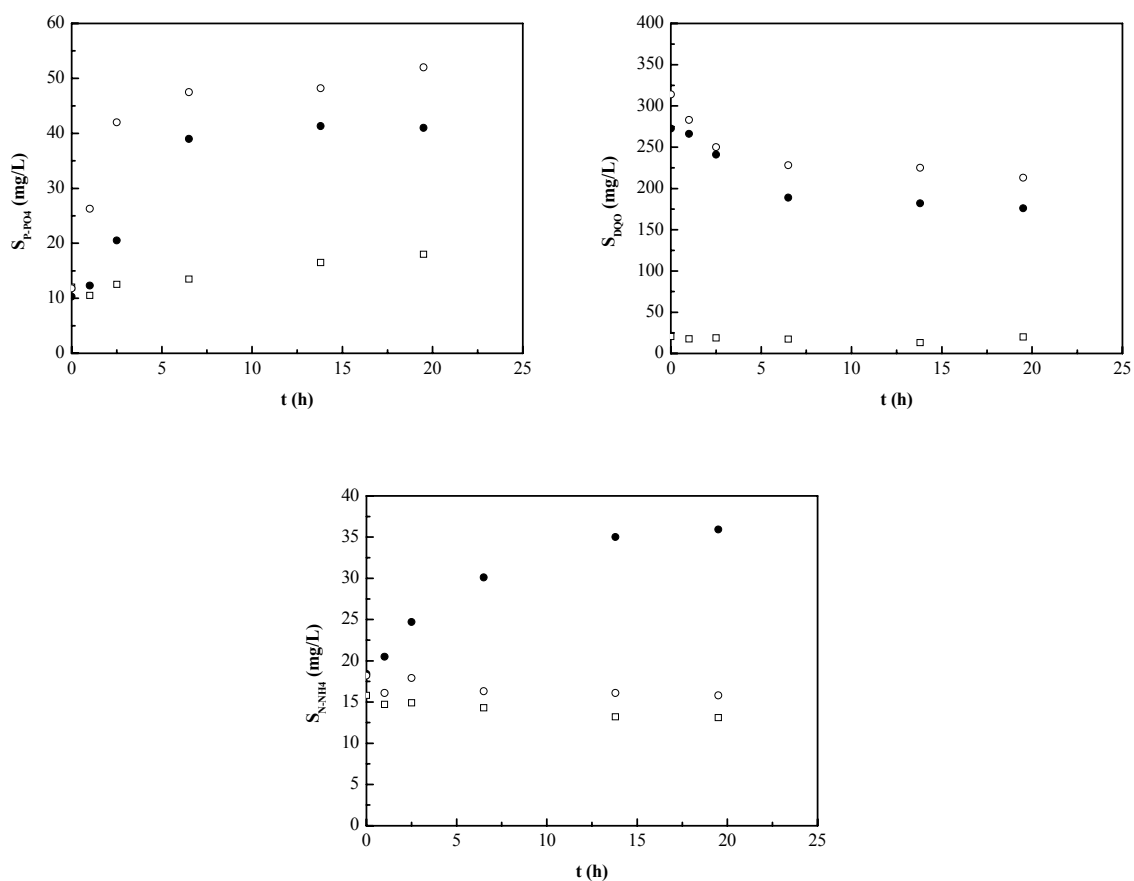


Figura 6.34. Evolución de las concentraciones de S_{P-PO4} , S_{DQO} y S_{N-NH4} en los experimentos realizados con agua residual industrial del procesado de la patata (●), acetato (○) y blanco (□).

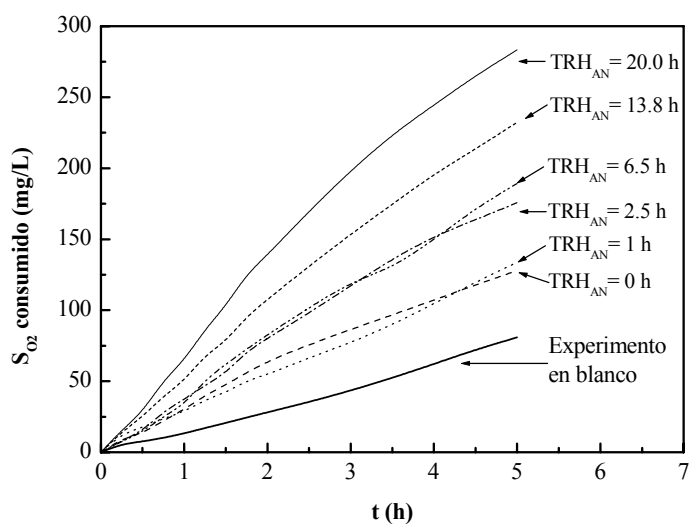


Figura 6.35. Respirogramas obtenidos para diferentes duraciones de la etapa anaerobia cuando se trata agua residual industrial del procesado de la patata.

6. Discusión de Resultados

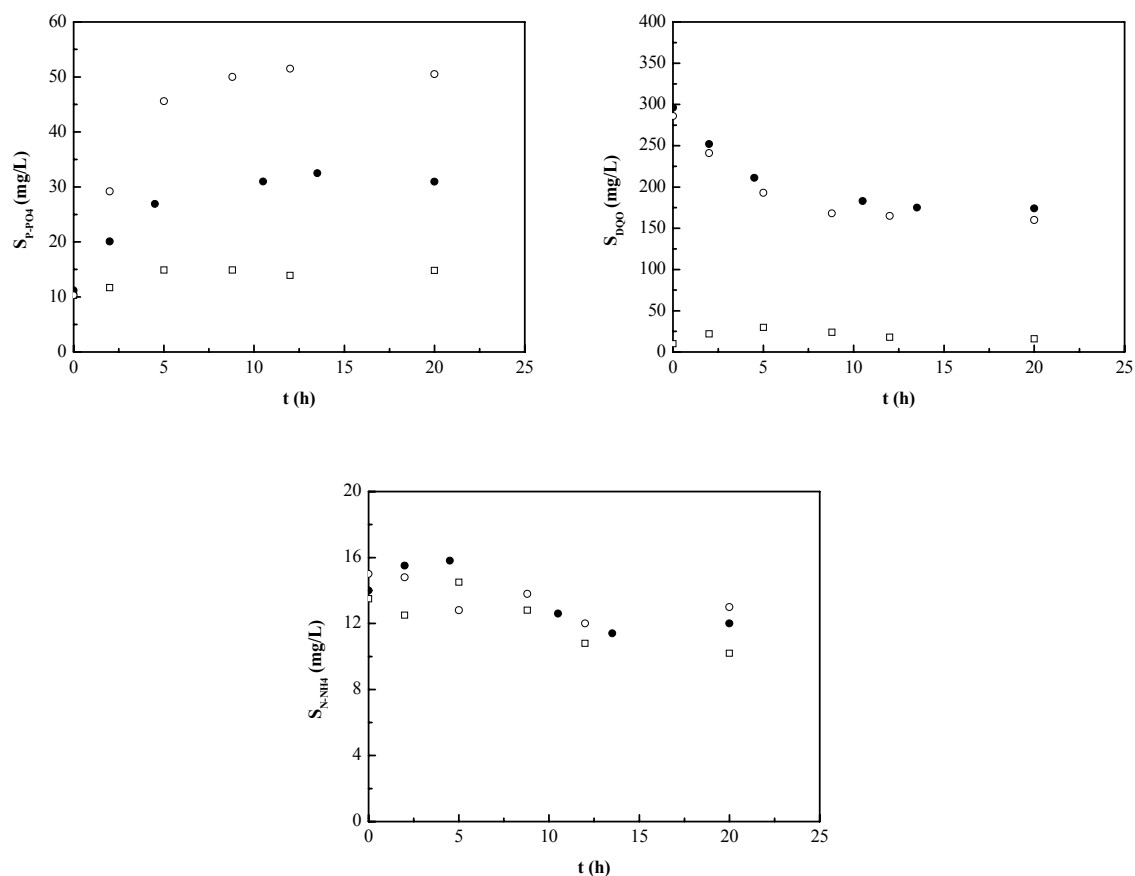


Figura 6.36. Evolución de las concentraciones de S_{P-PO_4} , S_{DQO} y S_{N-NH_4} en los experimentos realizados con agua residual de industrias azucareras de remolacha (●), acetato (○) y blanco (□).

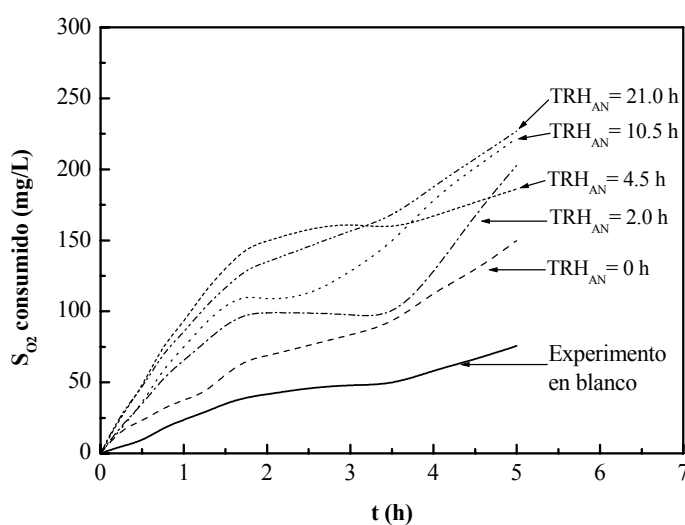


Figura 6.37. Respirogramas obtenidos para diferentes duraciones de la etapa anaerobia cuando se trata agua residual de industrias azucareras de remolacha.

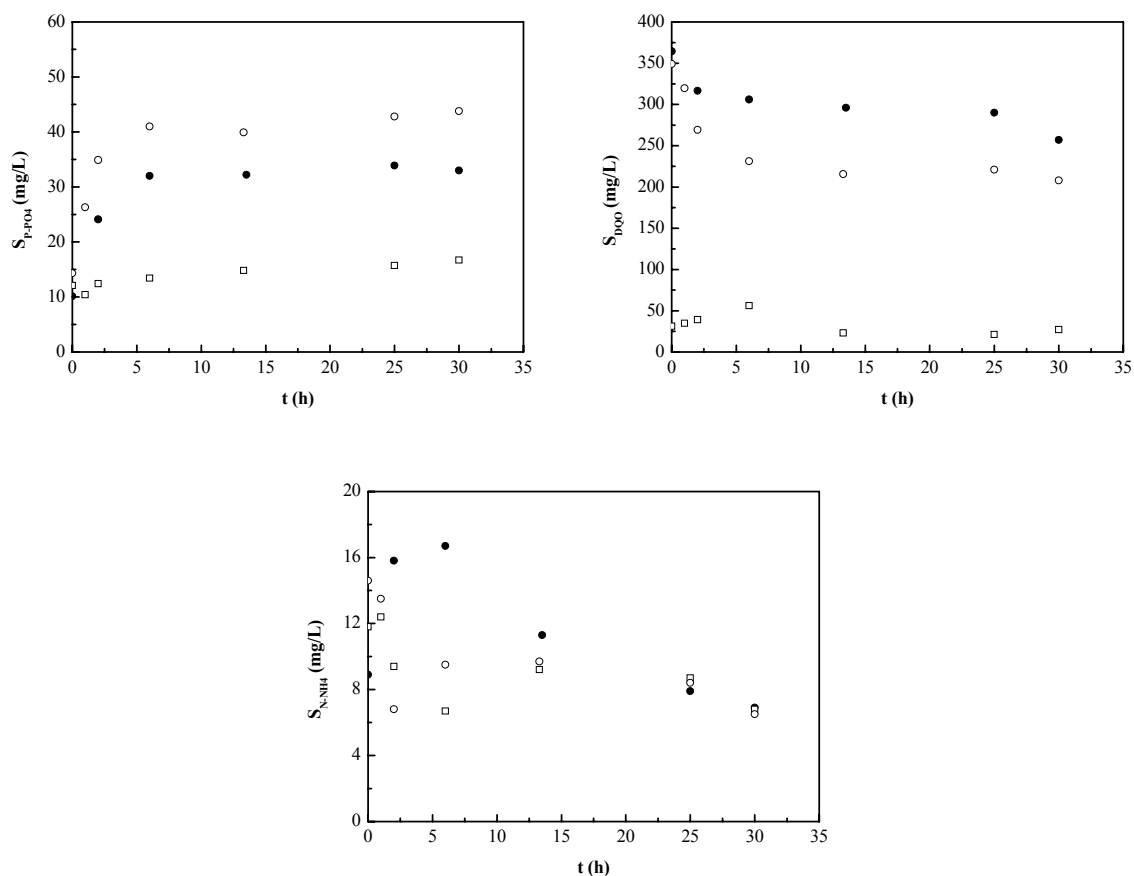


Figura 6.38. Evolución de las concentraciones de S_{P-PO4} , S_{DQO} y S_{N-NH4} en los experimentos realizados con agua residual industrial del procesado del tomate (●), acetato (○) y blanco (□).

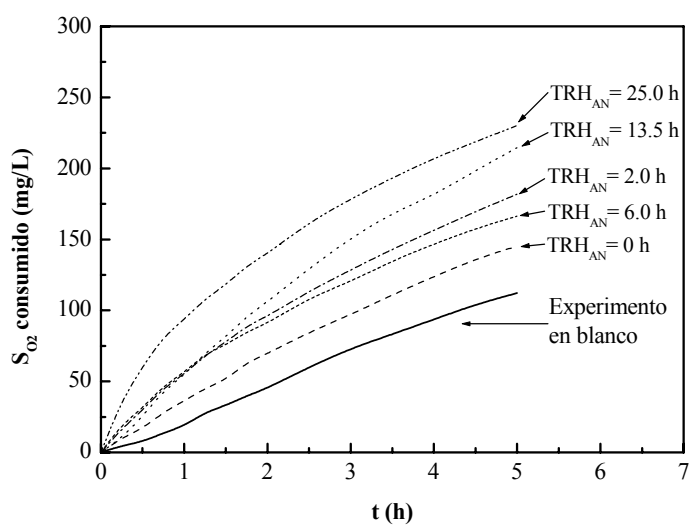


Figura 6.39. Respirogramas obtenidos para diferentes duraciones de la etapa anaerobia cuando se trata agua residual industrial del procesado del tomate.

6. Discusión de Resultados

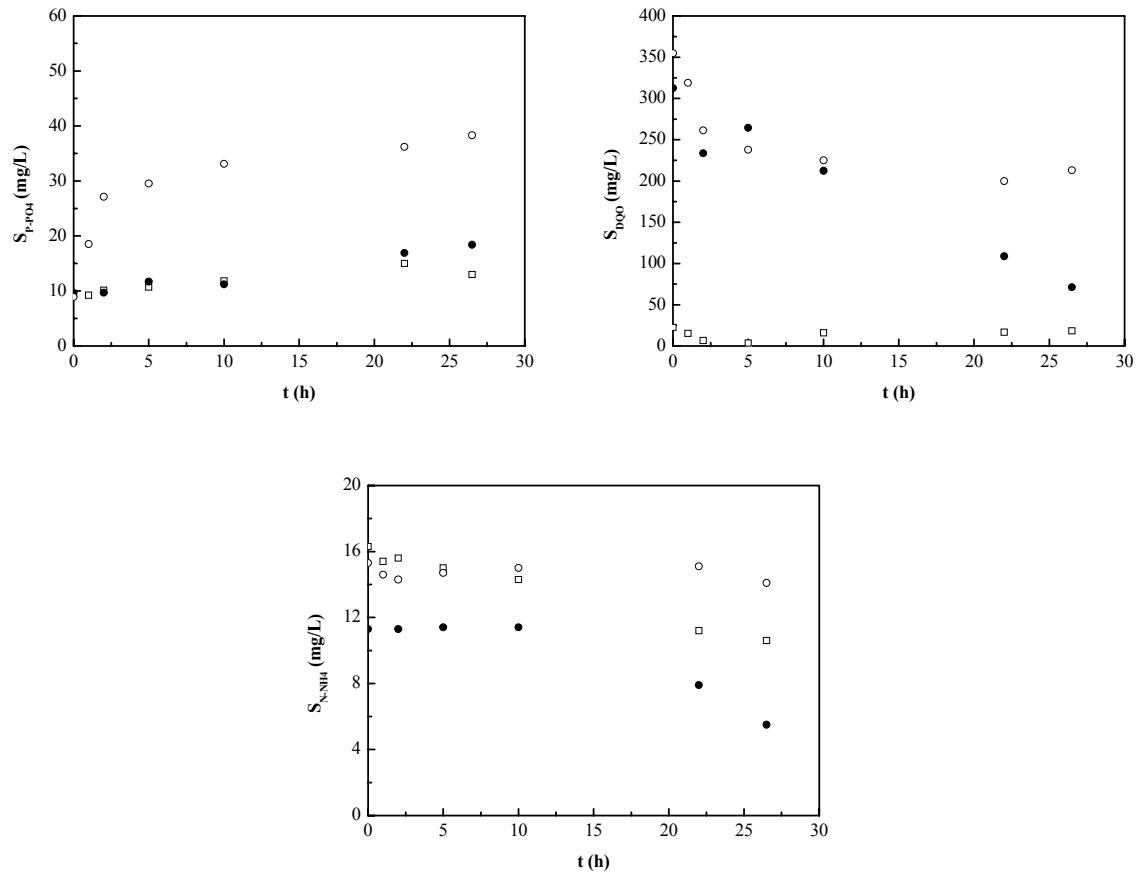


Figura 6.40. Evolución de las concentraciones de S_{P-PO4} , S_{DQO} y S_{N-NH4} en los experimentos realizados con agua residual de industrias vitivinícolas (●), acetato (○) y blanco (□).

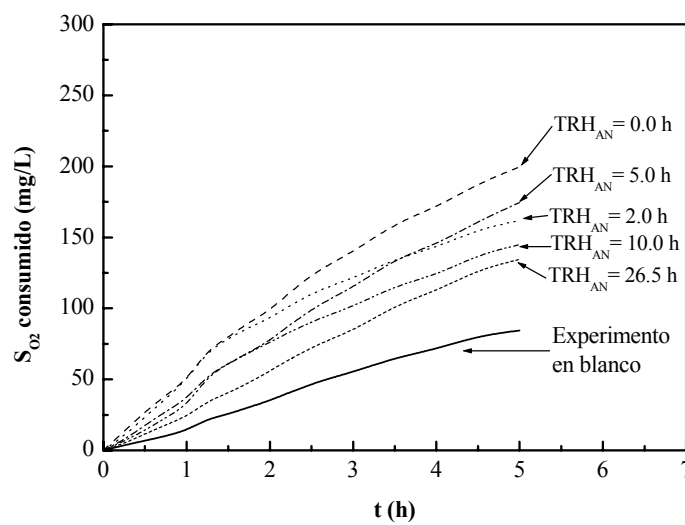


Figura 6.41. Respirogramas obtenidos para diferentes duraciones de la etapa anaerobia cuando se trata agua residual industrial de industrias vitivinícolas.

Para estudiar la influencia del vertido industrial sobre la etapa anaerobia y facilitar la comparación de los resultados obtenidos en cada uno de los experimentos realizados, se consideró interesante caracterizar tanto la cinética como la estequiometría de los procesos más importantes que se dan en dicha etapa. Para realizar este estudio, se utilizó una simplificación del modelo matemático propuesto anteriormente en el apartado 4.4.2b (*Influencia de los vertidos de agua residual industrial*).

6.6.1 PLANTEAMIENTO DEL MODELO PARA CONDICIONES ANAEROBIAS

El modelo utilizado para la obtención de los parámetros cinéticos y estequiométricos, tal y como se comentó en el apartado 4.4.2b, está basado en el modelo ASM2d. Este modelo ha sido modificado para incluir los procesos relacionados con las bacterias GAO (Manga y col., 2001). Además, en el modelo utilizado se incluyó también la alcalinidad como variable en el proceso de acumulación aerobia de glucógeno por parte de las bacterias GAO, ya que el glucógeno se consume en estos procesos.

Dado que en estos experimentos todos los sustratos estaban en forma soluble y que en condiciones anaerobias sólo son relevantes los procesos que no impliquen la utilización de aceptores de electrones (oxígeno o nitratos), el modelo original se redujo únicamente a 11 procesos microbiológicos. Estos procesos están relacionados principalmente con la fermentación de la fracción S_F de la DQO por parte de las bacterias heterótrofas, PAO y GAO, la acumulación de los productos de fermentación, por parte de las bacterias PAO y GAO, y la lisis celular tanto de los microorganismos involucrados en los procesos seleccionados como de las bacterias autótrofas. Todo estos procesos se presentan en la tabla 6.6.

6. Discusión de Resultados

Tabla 6.6. Procesos microbiológicos, ecuaciones cinéticas y tipos de microorganismos que actúan durante la etapa anaerobia de un proceso de eliminación biológica de nutrientes.

Proceso		Ecuación cinética (ρ_i)
Microorganismos heterótrofos (X_H)		
8	Fermentación	$q_{fe} \cdot \frac{K_{HO2}}{K_{HO2} + S_{O2}} \cdot \frac{K_{HNO3}}{K_{HNO3} + S_{NO3}} \cdot \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot X_H$
9	Lisis	$b_H \cdot X_H$
Microorganismos PAO (X_{PAO})		
10	Almacenamiento X_{PHA}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_{PA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
15	Lisis de X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
16	Lisis de X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
17	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
Microorganismos autótrofos nitrificantes (X_A)		
19	Lisis	$b_A \cdot X_A$
Microorganismos GAO (X_{GAO})		
22	Almacenamiento X_{PHA}	$q_{PHA}^{GAO} \cdot \frac{S_A}{K_{GA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{GLU}^{GAO} / X_{PAO}}{K_{GLU} + X_{GLU}^{GAO} / X_{PAO}} \cdot X_{GAO}$
25	Lisis de X_{GAO}	$b_{GAO} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{GAO}$
26	Lisis de X_{GLU}	$b_{GLU} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{GLU}^{GAO}$
27	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{PHA}^{GAO}$

El algoritmo matemático utilizado para la resolución simultanea de todas las ecuaciones consiste en suponer unos valores iniciales, los valores típicos propuestos en el modelo ASM2d y el modelo de Manga y col., para todos los parámetros implicados. De ellos sólo serán objeto de ajuste matemático los considerados más sensibles.

Mediante un método iterativo se van resolviendo las ecuaciones diferenciales y se obtienen ecuaciones teóricas simplificadas, representativas de la variación de la concentración de las distintas especies analizadas (S_F , S_A , S_{P-PO4}).

Fermentación de S_F

$$\frac{dS_F}{dt} = -q_{fe} \cdot \frac{K_{HO2}}{K_{HO2} + S_{O2}} \cdot \frac{K_{HNO3}}{K_{HNO3} + S_{NO3}} \cdot \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \cdot X_H \quad [6.5]$$

Aparición por fermentación y acumulación por bacterias PAO y GAO de S_A

$$\begin{aligned} \frac{dS_A}{dt} = & q_{fe} \cdot \frac{K_{HO2}}{K_{HO2} + S_{O2}} \cdot \frac{K_{HNO3}}{K_{HNO3} + S_{NO3}} \cdot \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \cdot X_H - q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_{PA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO} \\ & - q_{PHA}^{GAO} \cdot \frac{S_A}{K_{GA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{GLU}^{GAO}/X_{PAO}}{K_{GLU} + X_{GLU}^{GAO}/X_{PAO}} \cdot X_{GAO} \end{aligned} \quad [6.6]$$

Liberación de fósforo por las bacterias PAO

$$\frac{dS_{P-PO4}}{dt} = Y_{PO4} \cdot q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_{PA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO} + b_{PP} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot X_{PP} \quad [6.7]$$

El conjunto de parámetros que minimiza la función de error, representada por la suma total de los cuadrados de las diferencias entre los valores reales y los teóricos en cada instante, representa el resultado final del ajuste y describe la cinética y estequiometría del proceso. Las ecuaciones correspondientes a todos los procesos de interés se resolvieron simultáneamente, aunque en la discusión de resultados se hará referencia a cada uno de los procesos de forma separada.

La función a minimizar puede presentar mínimos locales con diversos conjuntos de parámetros, y por supuesto, un mínimo global. Debido al elevado número de posibles soluciones se impone adoptar una serie de restricciones para llegar a una solución real en que los parámetros obtenidos tengan un significado físico correcto. Estas restricciones consisten en mantener fijos los valores típicos en el caso de los parámetros menos sensibles según lo propuesto en el modelo ASM2d y el modelo de Manga y col. (tabla 6.7).

6. Discusión de Resultados

Tabla 6.7. Valores propuestos en los modelos para los parámetros menos sensibles.

Parámetro	Unidades	Valor típico
K_{HO2}	g O ₂ /m ³	0.2
K_{HNO3}	g N-NO ₃ ⁻ /m ³	0.5
K_{fe}	g DQO/m ³	4.0
K_{HALC}	mol HCO ₃ ⁻ /m ³	0.1
b_H	(d ⁻¹)	0.4
b_A	(d ⁻¹)	0.15
K_{PA}	g DQO/m ³	4.0
K_{PALC}	mol HCO ₃ ⁻ /m ³	0.1
K_{PP}	g P-X _{PP} /(g DQO-X _{PAO})	0.01
b_{PAO}	(d ⁻¹)	0.2
b_{PP}	(d ⁻¹)	0.2
b_{PHA}	(d ⁻¹)	0.2
K_{GA}	g DQO/m ³	3.6
K_{GALC}	mol HCO ₃ ⁻ /m ³	0.1
K_{GLU}	g DQO-X _{GLU} /(g DQO-X _{GAO})	0.01
b_{GAO}	(d ⁻¹)	0.08
b_{GLU}	(d ⁻¹)	0.08
b_{PHA}	(d ⁻¹)	0.08

Los parámetros considerados más sensibles son precisamente los representativos de la velocidad de los 3 fenómenos más importantes que ocurren en el proceso anaerobio, es decir, los únicos sometidos a ajuste matemático:

1. Fermentación de la fracción S_F para generar S_A.
2. Acumulación interna de PHA por bacterias PAO.
3. Acumulación interna de PHA por bacterias GAO.

estas son:

- q_{fe} : Velocidad específica máxima de fermentación.
- q_{PHA} : Velocidad específica máxima de almacenamiento de PHA por bacterias PAO.
- q_{PHA}^{GAO} : Velocidad específica máxima de almacenamiento de PHA por bacterias GAO.

El valor de estos parámetros se dejó oscilar dentro de un intervalo de variación ligeramente superior al propuesto en bibliografía. Esto es debido a que la mayor parte de los datos bibliográficos hacen referencia a aguas residuales urbanas, siendo muy escasos los estudios en los que se trata el vertido de aguas residuales industriales en procesos de eliminación biológica de nutrientes. Los intervalos de variación para estos parámetros se presentan en la tabla 6.8.

Tabla 6.8. Intervalos de variación para los parámetros más sensibles del modelo.

Parámetro	Unidades	Intervalo
q_{fe}	$\text{g DQO-S}_F/(\text{g DQO-X}_H \cdot \text{d})$	0.1-3
q_{PHA}	$\text{g DQO-X}_{PHA}/(\text{g DQO-X}_{PAO} \cdot \text{d})$	0.1-3
q_{PHA}^{GAO}	$\text{g DQO-X}_{PHA}/(\text{g DQO-X}_{GAO} \cdot \text{d})$	0.1-3

Las características de la población de microorganismos y del agua residual al inicio de los experimentos fueron las determinadas en los apartados 6.4 y 6.5 respectivamente. Mediante la utilización de una técnica precisa para dicha caracterización se reduce el número de variables a optimizar de modo que también reducimos el número de posibles soluciones. Utilizando este procedimiento de cálculo se llevó a cabo el ajuste de los datos experimentales obtenidos al modelo propuesto anteriormente y como resultado se obtuvieron los valores de los siguientes parámetros cinéticos: q_{fe} , q_{PHA} , q_{PHA}^{GAO} . A partir de éstos, quedan definidos los procesos de fermentación, en los que una parte de la fracción fermentable (S_F) de la DQO presente en el agua residual se transforma en productos de fermentación (S_A), y las velocidades de acumulación de estos productos por las bacterias PAO, con la consiguiente liberación de fósforo, y por las bacterias GAO.

6.6.2 FERMENTACIÓN ANAEROBIA DEL SUSTRATO ORGÁNICO INDUSTRIAL

En el apartado 6.5 se caracterizaron las fracciones orgánicas de las aguas residuales utilizadas en esta investigación, sin embargo, las características de las mismas pueden variar a lo largo de los experimentos anaerobios, ya que en estas

6. Discusión de Resultados

condiciones pueden producirse procesos de fermentación. Estas modificaciones en las características del agua residual influyen notablemente sobre el proceso de eliminación biológica de nutrientes, ya que son precisamente el contenido y las características de los productos de fermentación presentes en el agua unas de las variables de mayor efecto en este tipo de procesos.

Durante la etapa anaerobia, se transforman los sustratos fermentables (S_F) en productos de fermentación (S_A) entre los que pueden encontrarse los AGV. Sin embargo, no es posible determinar directamente la concentración de S_A en el seno del líquido, ya que, debido a las características del cultivo, una parte de estos productos de fermentación (S_A) se acumula rápidamente en el interior de las bacterias. Debido a este motivo, las técnicas analíticas convencionales no pueden ser utilizadas para determinar la evolución del proceso de fermentación, y por ello se realizaron experimentos de caracterización con el respirómetro (tablas 5.20 d a 5.26 d).

En estos experimentos, tras haber sometido el fango con el agua residual a etapas anaerobias de diferente duración, se determinó la concentración de S_A mediante respirometría, del mismo modo a como se hizo en el apartado 6.5.2. A partir de las curvas de velocidad de consumo de oxígeno, se pudo determinar el consumo de S_{O_2} debido a la oxidación de los productos de fermentación, ya que en estas curvas se pueden identificar las dos zonas comentadas anteriormente, a partir de las cuales puede identificarse la distribución entre componentes, indicándose el límite entre ambas zonas en los gráficos con una flecha vertical. Este valor, junto con el valor del parámetro Y_H obtenido al aplicar en cada caso el método indicado en el apartado 4.3.3, se utilizó para determinar los valores de la concentración de S_A para cada uno de los tiempos de retención hidráulico anaerobio. La concentración de S_A así determinada corresponde a la suma de la cantidad de productos de fermentación que quedan en el agua más la cantidad de polímeros de almacenamiento que ha sido acumulada hasta ese momento.

A continuación, en las figuras 6.42 a 6.48, se presentan las gráficas correspondientes a la demanda de oxígeno y la tasa de respiración obtenidas en las respirometrías tras diferentes tiempos de reacción anaerobia, con cada una de las aguas residuales industriales investigadas.

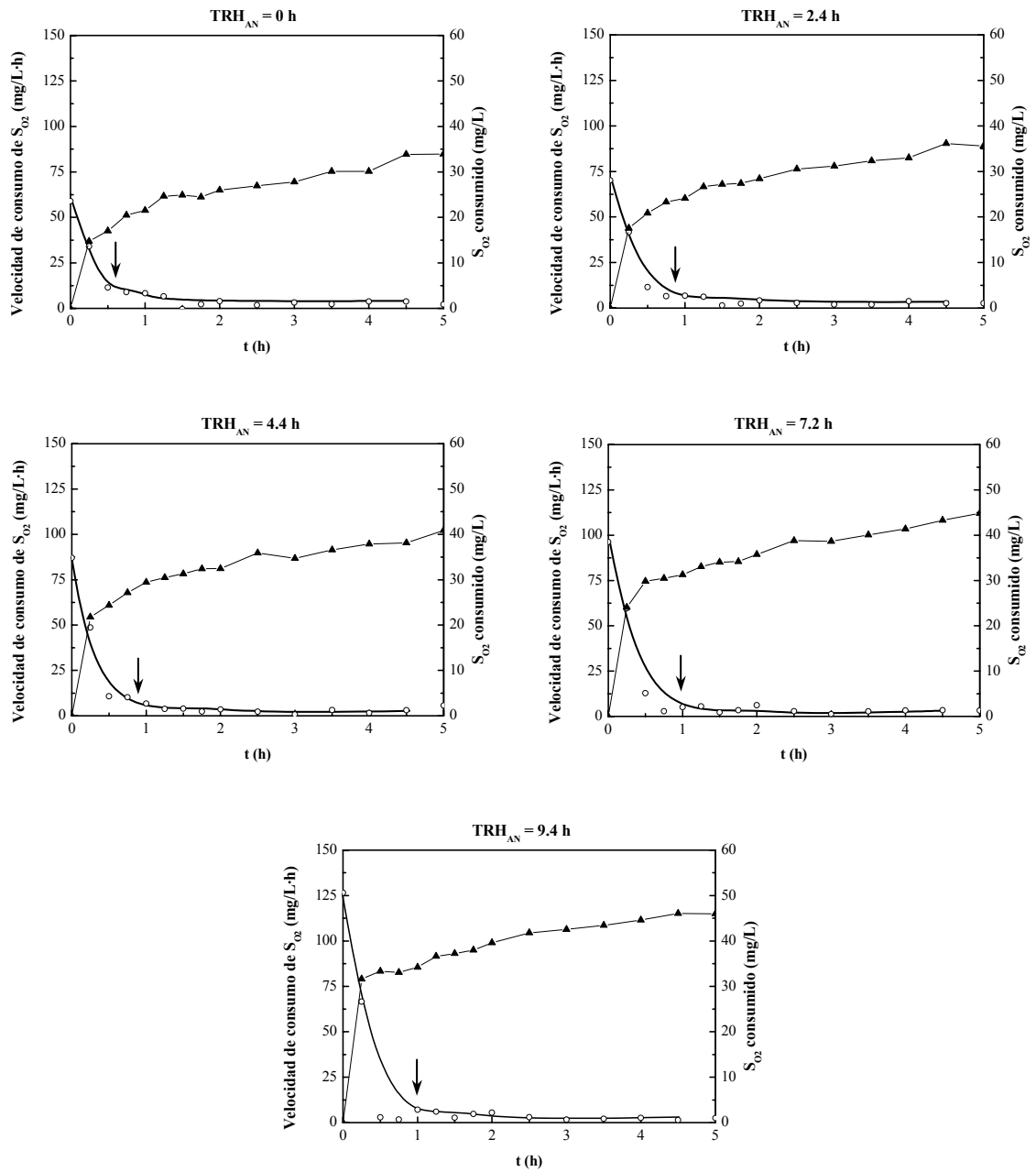


Figura 6.42. Demandas de oxígeno (▲) y velocidades de respiración obtenidas en las respirometrías (○) tras cada uno de los tiempos de reacción anaerobia (TRH_{AN}) aplicados al agua residual de industrias queseras.

6. Discusión de Resultados

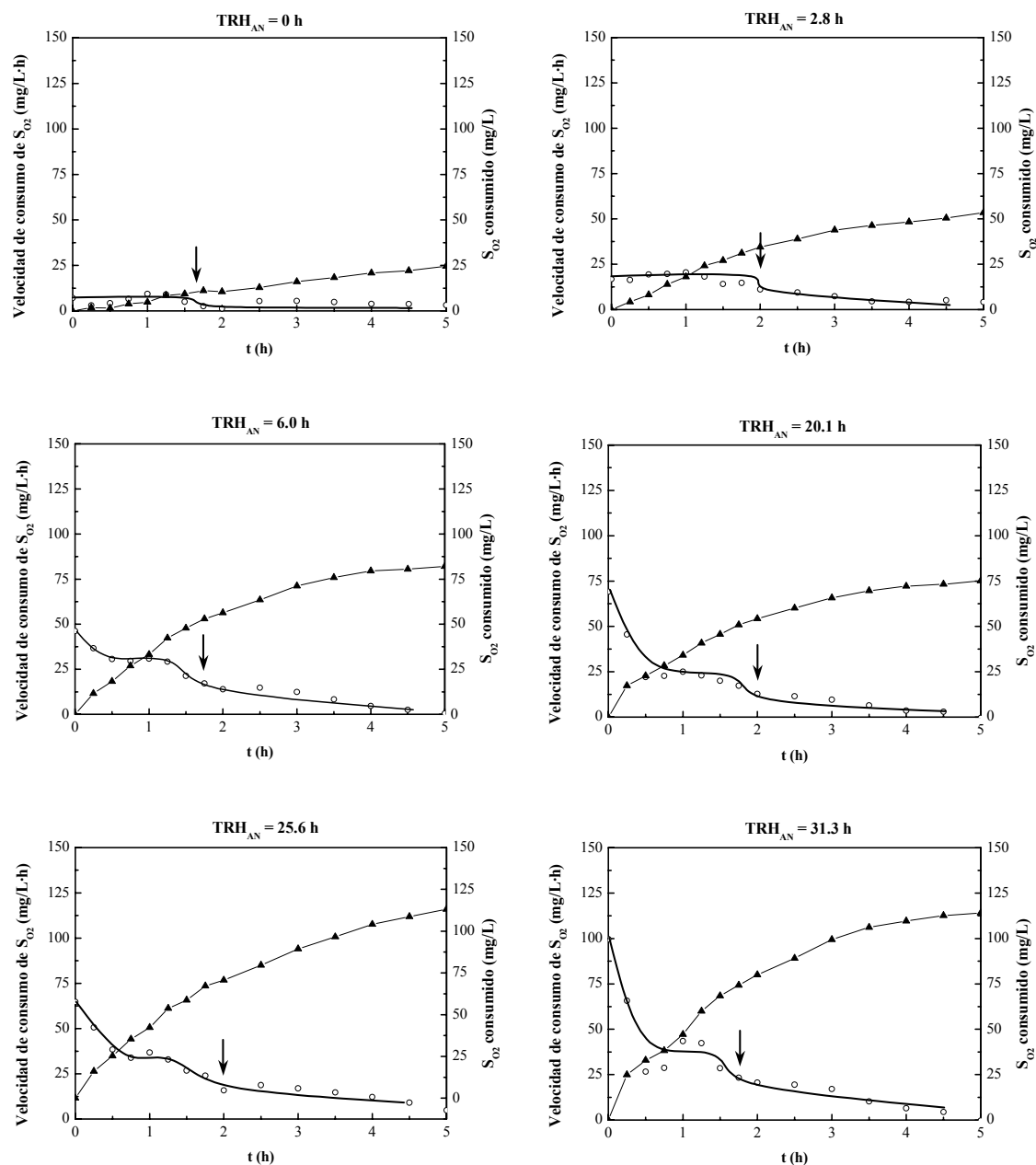


Figura 6.43. Demandas de oxígeno (\blacktriangle) y velocidades de respiración obtenidas en las respirometrías (\circ) tras cada uno de los tiempos de reacción anaerobia (TRH_{AN}) aplicados al agua residual de industrias lácteas.

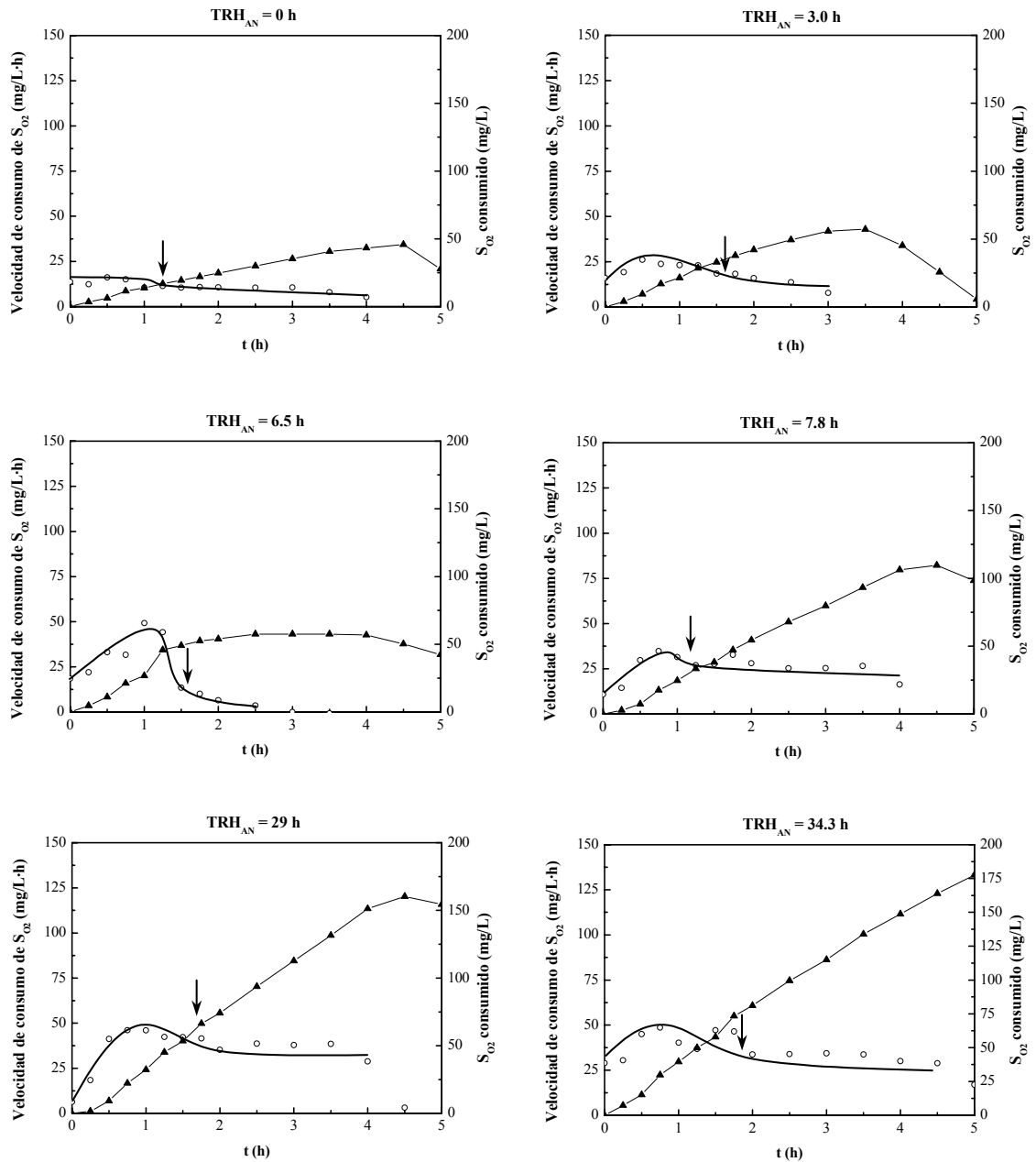


Figura 6.44. Demandas de oxígeno (▲) y velocidades de respiración obtenidas en las respirometrías (○) tras cada uno de los tiempos de reacción anaerobia (TRH_{AN}) aplicados al agua residual de industrias cárnicas.

6. Discusión de Resultados

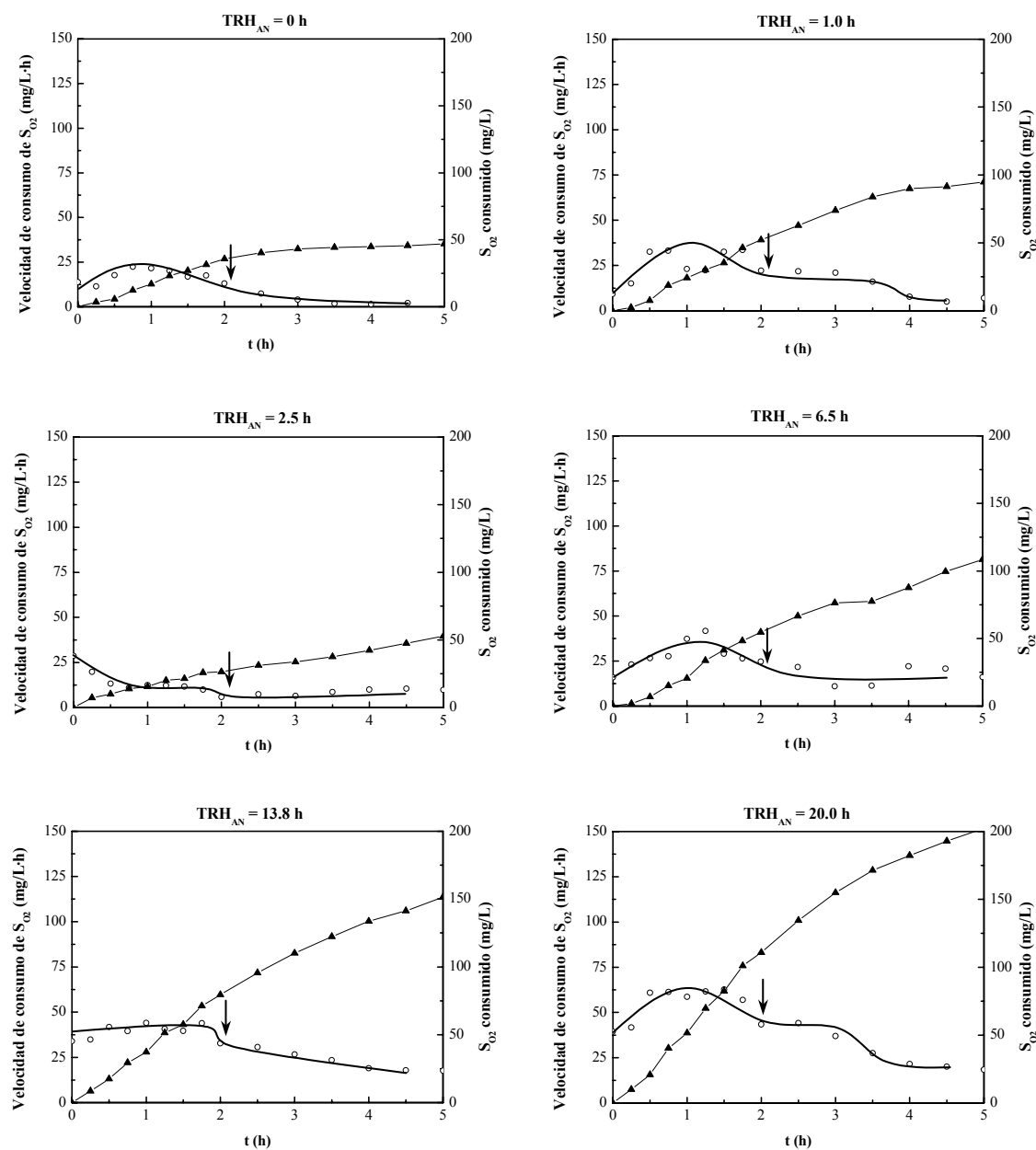


Figura 6.45. Demandas de oxígeno (\blacktriangle) y velocidades de respiración obtenidas en las respirometrías (\circ) tras cada uno de los tiempos de reacción anaerobia (TRH_{AN}) aplicados al agua residual industrial del procesado de la patata.

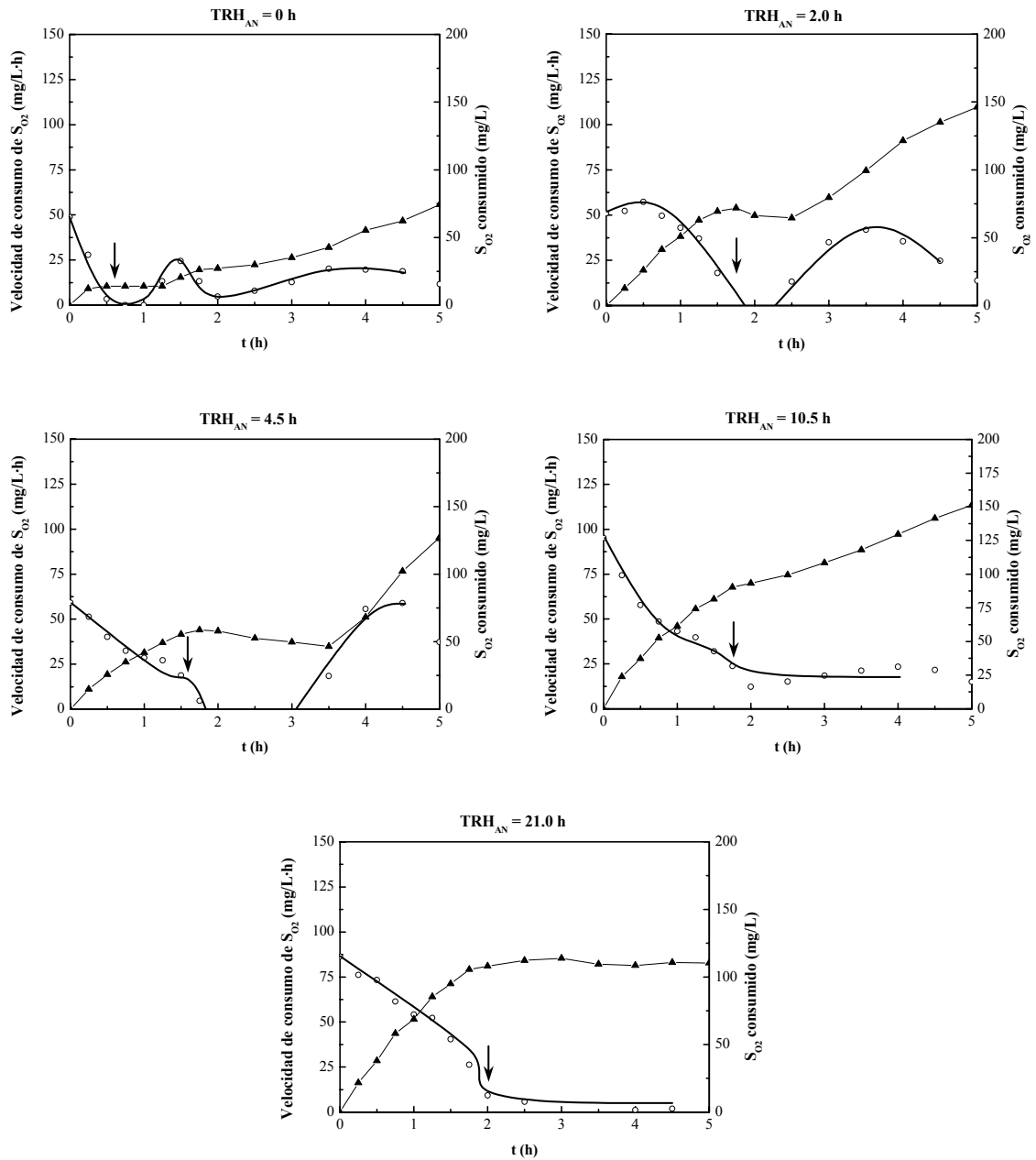


Figura 6.46. Demandas de oxígeno (▲) y velocidades de respiración obtenidas en las respirometrías (○) tras cada uno de los tiempos de reacción anaerobia (TRH_{AN}) aplicados al agua residual de industrias azucareras de remolacha.

6. Discusión de Resultados

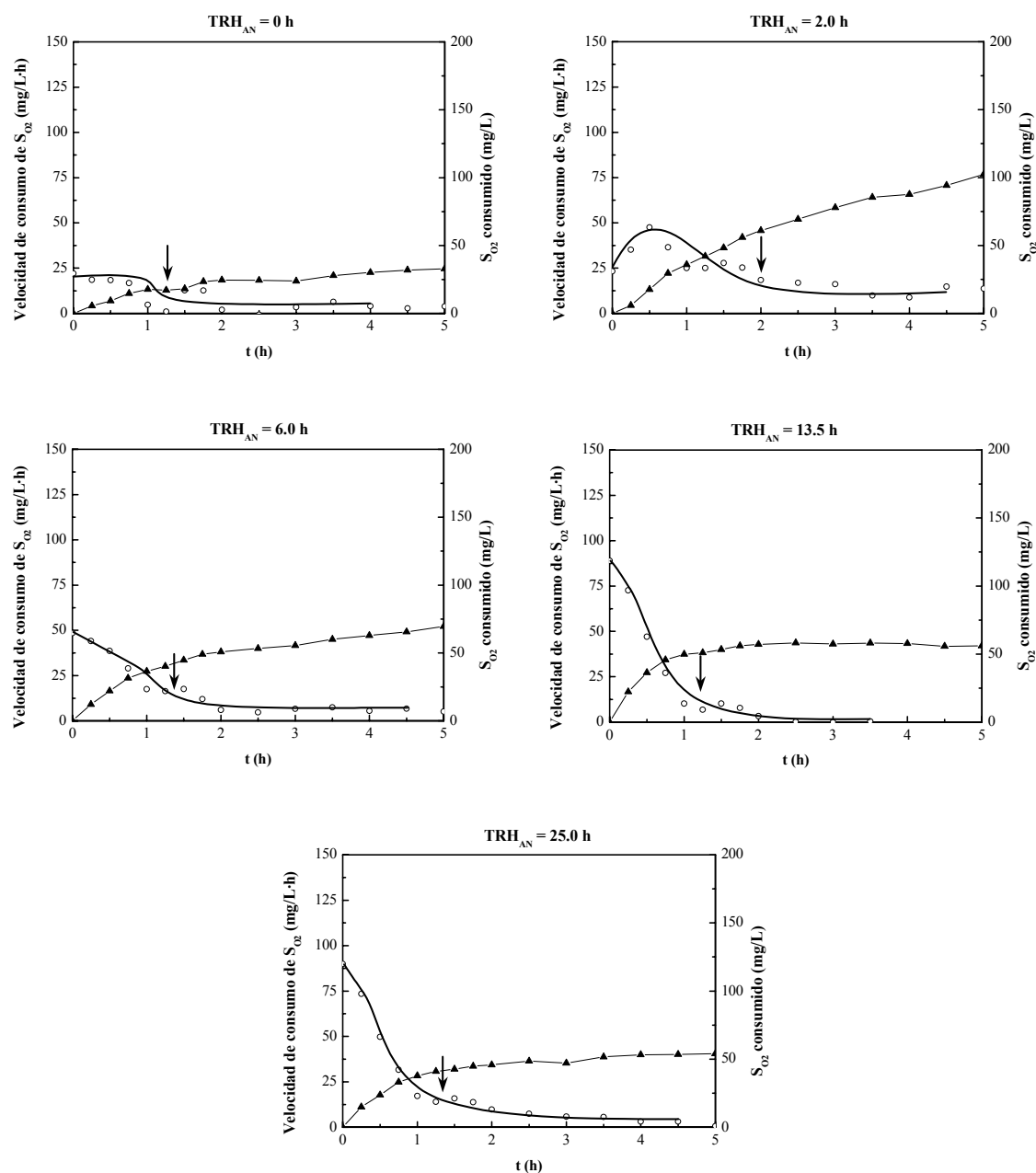


Figura 6.47. Demandas de oxígeno (▲) y velocidades de respiración obtenidas en las respirometrías (○) tras cada uno de los tiempos de reacción anaerobia (TRH_{AN}) aplicados al agua residual de industrias del procesado del tomate.

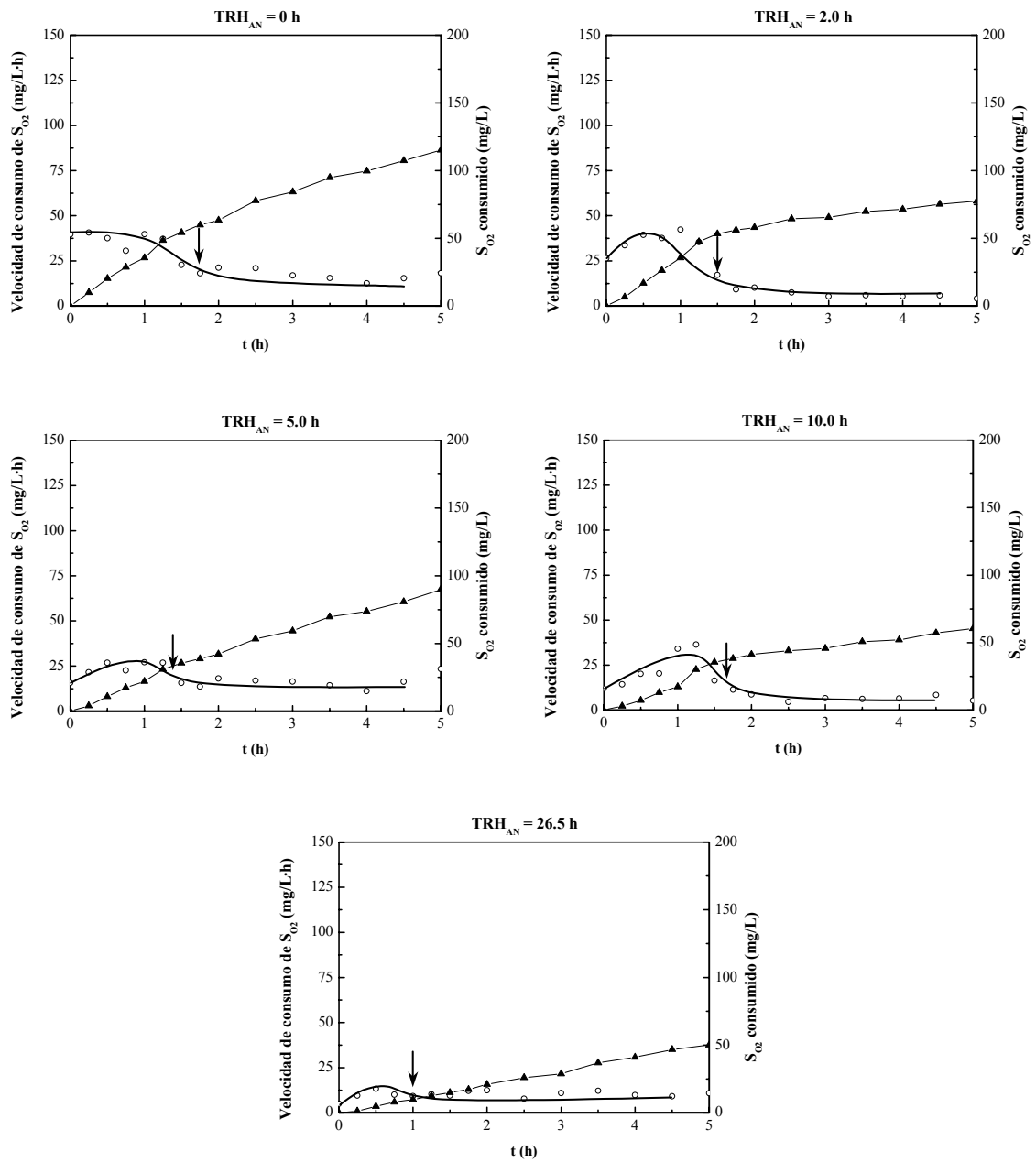


Figura 6.48. Demandas de oxígeno (▲) y velocidades de respiración obtenidas en las respirometrías (○) tras cada uno de los tiempos de reacción anaerobia (TRH_{AN}) aplicados al agua residual de industrias vitivinícolas.

6. Discusión de Resultados

En la tabla 6.9 se presenta la evolución de las concentraciones de S_A a lo largo del tiempo de duración de la etapa anaerobia para cada una de las aguas residuales industriales utilizadas.

Tabla 6.9. Valores de S_{O_2} consumido en la oxidación de S_A , coeficiente Y_H y concentración de S_A obtenidos durante la duración de la etapa anaerobia para los diferentes tipos de agua residual industrial sintética.

Tipo de agua residual	TRH_{AN} (h)	S_{O_2} (mg/L)	Y_H (mg DQO- X_H / mg DQO- S_S)	S_A (mg/L)
Industrias queseras	0.0	14.5	0.75	58.0
	2.4	18.8		75.0
	4.4	18.8		75.0
	7.2	24.9		99.6
	9.4	25.0		100.0
Industrias lácteas	0.0	10.6	0.63	28.6
	2.8	12.3		33.2
	6.0	28.3		76.5
	20.1	28.6		77.3
	25.6	32.2		87.0
	31.3	32.8		88.6
Industrias cárnicas	0	1.8	0.73	6.7
	3.0	14.3		52.9
	6.5	6.2		22.9
	7.8	13.5		50
	29.0	4.5		16.6
	34.3	11.9		44.0

Tabla 6.9. Valores de S_{O_2} consumido en la oxidación de S_A , coeficiente Y_H y concentración de S_A obtenidos durante la duración de la etapa anaerobia para los diferentes tipos de agua residual industrial sintética. (Continuación).

Tipo de agua residual	TRH_{AN} (h)	S_{DBOst} (mg/L)	Y_H (mg DQO- X_H / mg DQO- S_S)	S_A (mg/L)
Industrias del procesamiento de la patata	0.0	9.9	0.70	33.0
	1.0	10.3		34.3
	2.5	15.0		50.0
	6.5	28.4		94.7
	13.8	25.1		83.7
	20.0	24.0		80.0
Industrias azucareras de remolacha	0.0	15.0	0.69	48.4
	2.0	22.5		72.6
	4.5	24.8		80.0
	10.5	31.2		100.6
	21.0	32.4		104.5
Industrias del procesamiento del tomate	0.0	24.0	0.75	96.0
	2.0	28.8		115.0
	6.0	31.3		125.0
	13.5	39.7		158.9
	25.0	38.5		154.0
Industrias vitivinícolas	0.0	18.12	0.75	72.5
	2.0	35.0		140.0
	5.0	13.9		55.6
	10.0	15.0		60.0
	26.5	5.0		20.0

A continuación, figura 6.49, a partir de los datos de la tabla 6.9 se representa gráficamente la evolución de la concentración de los productos de fermentación (S_A) con el tiempo para los diferentes tipos de aguas residuales industriales.

6. Discusión de Resultados

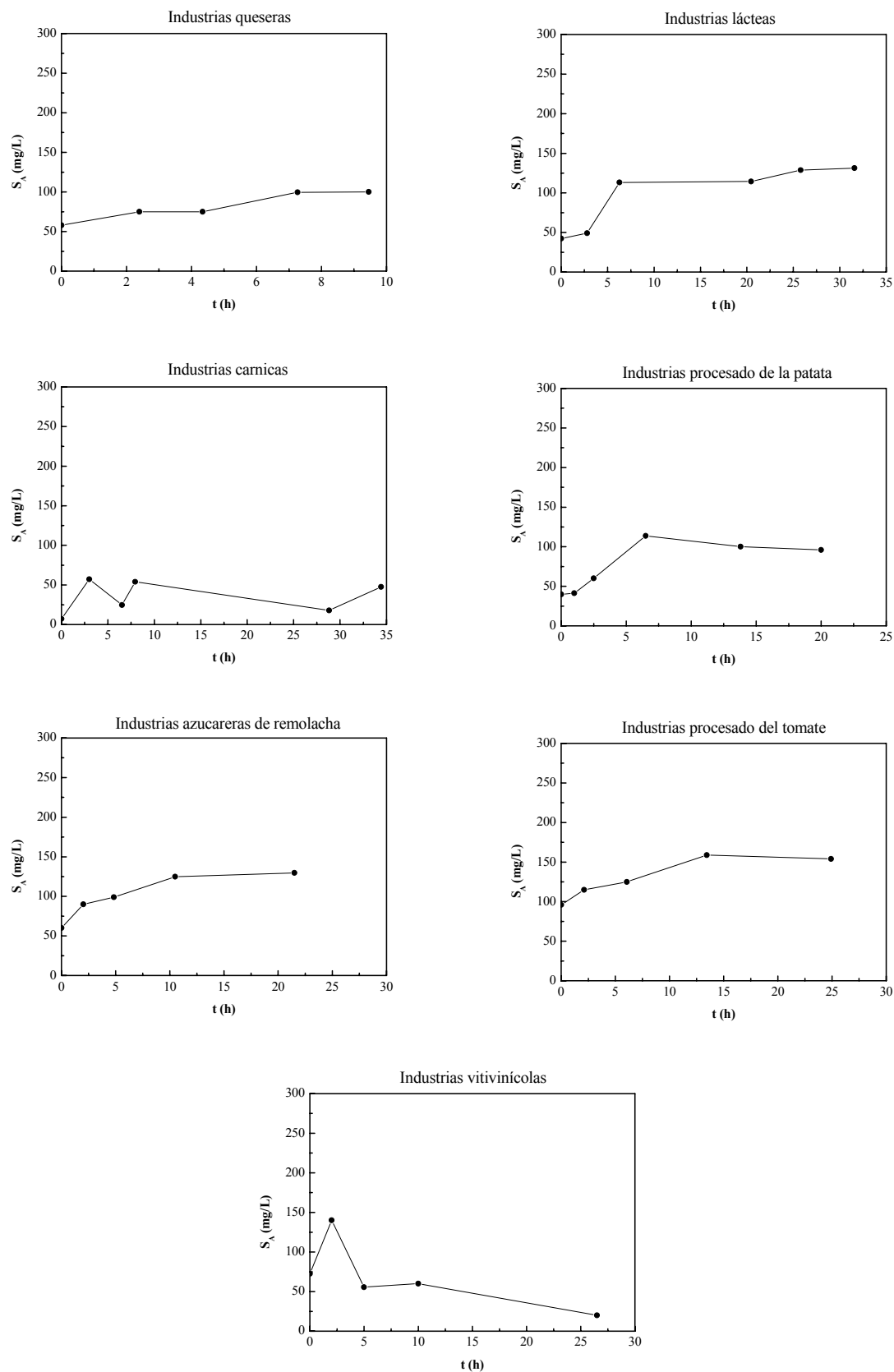


Figura 6.49. Evolución de la concentración de productos de fermentación durante la etapa anaerobia en las aguas residuales estudiadas.

En la figura 6.49 se observa como la tendencia general de la concentración de los productos de fermentación (S_A) es un aumento a medida que aumenta la duración de la etapa anaerobia. En estos procesos de fermentación, parte de los sustratos biodegradables de mayor tamaño son transformados en otros de menor tamaño, denominados genéricamente productos de fermentación, que presentan una mayor biodegradabilidad. Sin embargo, en las aguas residuales procedentes de las industrias cárnicas se produce una oscilación en torno a un valor constante y en el caso de las industrias vitivinícolas se produce un descenso.

En los experimentos realizados con aguas residuales de industrias lácteas y del procesado de la patata, se observa una etapa de retardo. Esta etapa de retardo puede estar causada por la necesidad de realizar transformaciones previas en los sustratos presentes en el agua residual antes de que éstos puedan ser fermentados.

Como resultado final de la etapa de fermentación se obtienen las concentraciones de S_A que se muestran en la tabla 6.10. Debido a la importante cantidad de productos de fermentación que se obtienen al final de la etapa anaerobia, son aguas residuales industriales que, en un principio, favorecerían la eliminación biológica de nutrientes debido a los motivos expuestos anteriormente (apartado 2.5 *Bioquímica y microbiología de la eliminación biológica de nutrientes*).

Tabla 6.10. Concentraciones de S_A al final de la etapa anaerobia.

Tipo de agua residual	S_A (mg/L)
Industrias queseras ($TRH_{AN} = 9.4$ h)	100.0
Industrias lácteas ($TRH_{AN} = 31.3$ h)	88.6
Industrias cárnicas ($TRH_{AN} = 34.3$ h)	44.0
Industrias del procesado de la patata ($TRH_{AN} = 20.0$ h)	80.0
Industrias azucareras de remolacha ($TRH_{AN} = 21.0$ h)	104.5
Industrias del procesado del tomate ($TRH_{AN} = 25.0$ h)	154.0
Industrias vitivinícolas ($TRH_{AN} = 26.5$ h)	20.0

En el caso de la fermentación de las aguas residuales de las industrias vitivinícolas la tendencia observada presenta una forma especial, ya que la concentración de

6. Discusión de Resultados

productos de fermentación en lugar de mantenerse constante o aumentar con el tiempo, decrece. La explicación a esta tendencia puede ser la evaporación de compuestos volátiles contenidos en el agua residual de este tipo de industrias. Éstos enmascaran la medida respirométrica ya que al volatilizarse contribuyen a aumentar la presión en el interior de la botella del respirómetro, lo que contrarrestaría el descenso de presión debido al consumo de oxígeno realizado para degradar los sustratos presentes en el agua residual. Este incremento de la presión dentro de la botella hace que la celda electrolítica permanezca inactiva durante parte del experimento, perturbando las medidas realizadas. Por ello, podemos decir, que la respirometría electrolítica, tal y como se utiliza en este trabajo, no es una técnica adecuada para determinar el consumo de oxígeno cuando se tratan aguas residuales con compuestos volátiles. A este efecto, podría unírsele el hecho de la presencia de compuestos tóxicos en este tipo de agua, lo que inhibiría el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos presentes en el fango activo.

A partir de los valores de S_A obtenidos mediante respirometría, es posible determinar la evolución de la fracción fermentable de la DQO (S_F) mediante un balance de materia (ecuación 4.7). En la figura 6.50 se muestran las concentraciones de S_F para cada una de las aguas residuales a lo largo de la duración de la etapa anaerobia.

A fin de evaluar la velocidad del proceso de fermentación, la ecuación representativa del mismo en el modelo propuesto se ajustó a los resultados experimentales haciendo variar únicamente los parámetros más sensibles. A continuación se muestra dicha ecuación cinética del proceso de fermentación anaerobio.

$$\frac{dS_A}{dt} = q_{fe} \cdot \frac{K_{HO2}}{K_{HO2} + S_{O2}} \cdot \frac{K_{HNO3}}{K_{HNO3} + S_{NO3}} \cdot \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot X_H \quad [6.8]$$

En estos experimentos de fermentación anaerobia, no había ni oxígeno ni nitratos presentes en el medio, por lo que los coeficientes de inhibición por la presencia de estos compuestos no tendrán relevancia. Por otro lado, ya que el experimento se realiza en presencia de una cantidad en exceso de alcalinidad, puede despreciarse el valor de su constante de saturación. De este modo queda como variable más sensible la velocidad específica máxima de fermentación (q_{fe}) que fue el parámetro cuyo valor se ajustó.

En la figura 6.50 se muestran los resultados del ajuste del proceso de fermentación para cada una de las aguas residuales estudiadas. Los resultados obtenidos para el agua residual procedente de las industrias vitivinícolas no se presentan ni en la figura 6.50 ni en la tabla 6.11, en la que se indica la velocidad específica máxima de fermentación, ya que no fue posible realizar su determinación con la precisión necesaria.

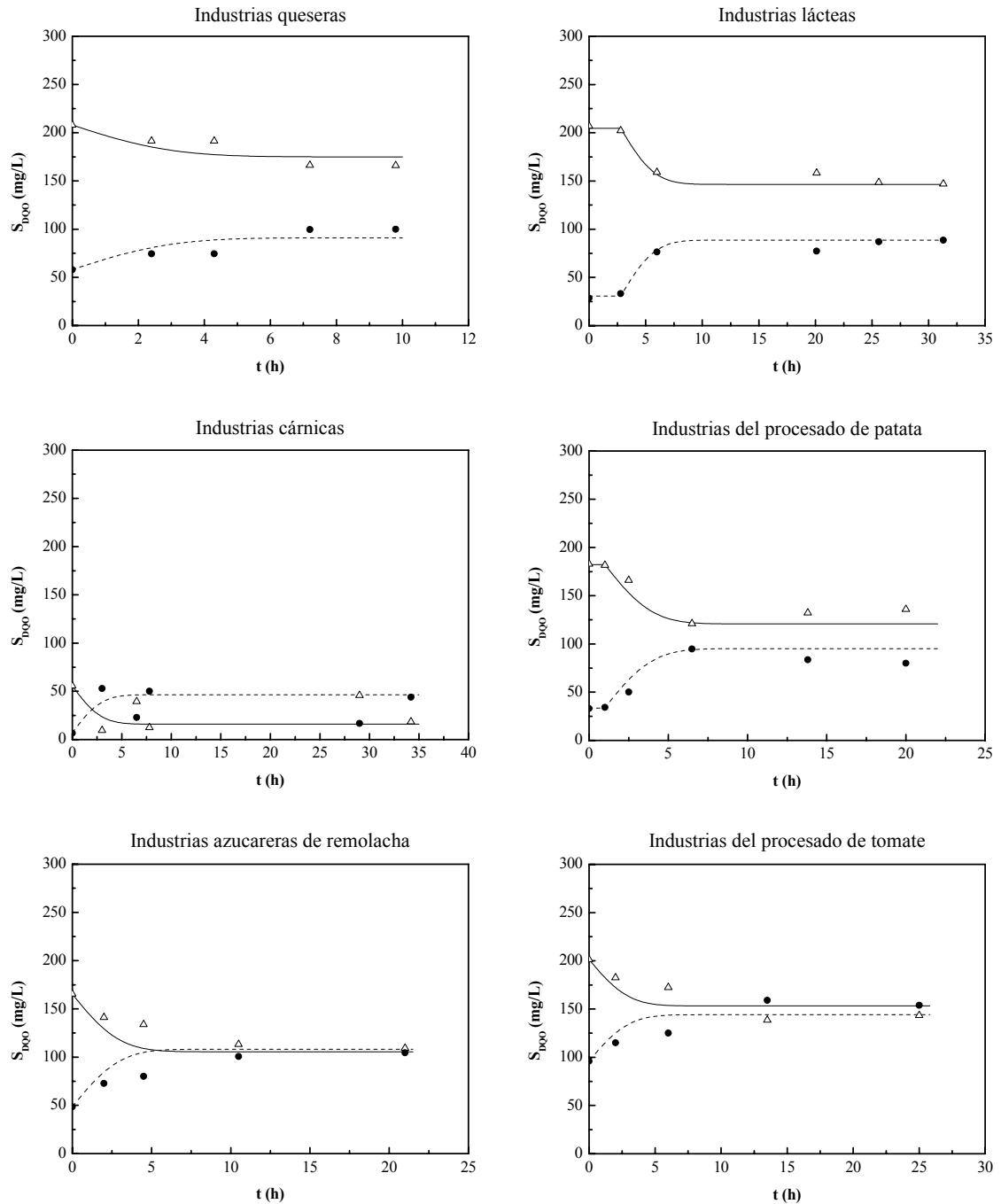


Figura 6.50. Concentración de S_A (●) y S_F (△) en las aguas residuales industriales para distintos tiempos de retención anaerobio. Las líneas indican los resultados que predice el modelo matemático.

6. Discusión de Resultados

En esta figura se aprecia como al aumentar la duración de la etapa anaerobia aumenta la concentración de sustratos muy fácilmente biodegradables en todas las aguas residuales industriales estudiadas hasta alcanzar un valor máximo en torno al que permanece estable. En la tabla 6.11 se muestran los valores obtenidos, mediante ajuste al modelo propuesto, para el valor de la velocidad específica máxima de fermentación (q_{fe}) para cada uno de los sustratos utilizados.

Tabla 6.11. Valor de la velocidad específica máxima de fermentación ($T = 20^{\circ} C$) de las aguas residuales industriales estudiadas.

Tipo de agua residual	q_{fe} (g DQO-S _F /(g DQO-X _H ·d))
Industrias queseras	0.12
Industrias lácteas	0.18
Industrias cárnicas	0.17
Industrias del procesado de la patata	0.34
Industrias azucareras de remolacha	0.20
Industrias del procesado del tomate	0.19

De estos resultados cabe destacar, en primer lugar, que la velocidad específica máxima de fermentación es inferior en todos los casos a los valores típicos propuestos en bibliografía para aguas residuales urbanas típicas. Para este tipo de aguas, las velocidades máximas de fermentación suelen estar en torno a 3 g DQO-S_F/(g DQO-X_H·d), lo que nos indica que los sustratos presentes en las aguas residuales estudiadas son más difícilmente fermentables que los presentes en las aguas residuales urbanas típicas. Otra posible explicación es que el cultivo no se encuentre suficientemente aclimatado al sustrato, ya que se trata de un experimento discontinuo, en el que un cultivo aclimatado a un agua residual urbana ha recibido una descarga puntual de agua residual industrial que tiene únicamente efectos a corto plazo.

Comparando los resultados obtenidos en cada uno de los experimentos, se aprecia como el agua residual más fácilmente fermentable es el agua residual del procesado de la patata. Esta agua residual está compuesta principalmente de almidón que durante el proceso de fermentación es transformado en moléculas de glucosa. Es importante

destacar que el proceso de fermentación de esta agua residual no comienza hasta pasada 1 hora desde el comienzo de la etapa anaerobia, por lo que puede existir una etapa previa de transformación del sustrato o de síntesis de las enzimas necesarias al inicio del proceso de fermentación, que limita la velocidad de éste. En el caso del agua residual procedente de la industria láctea también se aprecia una etapa de retardo, esto puede ser explicado igualmente porque los sustratos presentes en el agua residual del procesado de la leche son muy complejos, por lo que necesitan una etapa previa de transformación antes de comenzar a ser fermentados, o porque sea necesaria una etapa previa de síntesis de nuevas enzimas. En el resto de los casos la fermentación se da desde el comienzo de la etapa anaerobia, dependiendo su duración y su velocidad de las características y de la cantidad de sustratos presentes en el agua residual utilizada. Los procesos de fermentación más lentos son los de las aguas residuales procedentes de las industrias queseras y cárnicas. Además, en estos procesos la cantidad de sustrato fermentado es inferior al de los otros casos.

En la tabla 6.12 se presentan los porcentajes de la S_{DQO} fermentados durante la duración de la etapa anaerobia para cada una de las aguas residuales estudiadas.

Tabla 6.12. Porcentajes de la S_{DQO} fermentados durante la duración de la etapa anaerobia.

Tipo de agua residual	% S_{DQO}
Industrias queseras	12
Industrias lácteas	20
Industrias cárnicas	13
Industrias del procesado de la patata	20
Industrias azucareras de remolacha	23
Industrias del procesado del tomate	16

A partir de estos resultados podemos llegar a la conclusión de que en la etapa de reacción anaerobia se ha producido la fermentación de parte de los sustratos fermentables (S_F) presentes en cada una de las aguas residuales estudiadas, transformándose en productos de fermentación fácilmente biodegradables. La presencia de S_A en el agua posibilitará los fenómenos de acumulación de los sustratos por parte de

6. Discusión de Resultados

las bacterias PAO y GAO, pero que la eliminación biológica de nutrientes se dé en mayor o menor medida dependerá de la naturaleza de los sustratos que componen la fracción S_A , ya que sustratos como el acetato son acumulados más fácilmente por las bacterias PAO, y sin embargo otros sustratos más complejos son acumulados únicamente por las bacterias GAO que no presentan la capacidad de eliminar fósforo del agua.

6.6.3 INFLUENCIA DEL VERTIDO EN LOS PROCESOS ANAEROBIOS

Como se indicó anteriormente, cuando se realiza un vertido de aguas residuales industriales, sobre la etapa anaerobia de un proceso de eliminación biológica de nutrientes, se producen los fenómenos de acumulación de parte de la S_{DQO} presente en el medio por parte de las bacterias PAO, con la consecuente liberación de S_{P-PO_4} , y la acumulación de S_{DQO} por otros grupos de bacterias llamadas coloquialmente GAO. Estos fenómenos de acumulación de la S_{DQO} por parte de las bacterias PAO y GAO fueron estudiados a partir de los resultados obtenidos en los experimentos anaerobios (Tablas 5.20 a – 5.26 d).

Para poder realizar la comparación entre todas las aguas residuales industriales investigadas fue necesario disponer de un cultivo de fangos activos aclimatado a la eliminación biológica de nutrientes (apartado 6.4). A pesar de la estabilidad del fango activo así obtenido, se consideró interesante realizar en todos los casos, experimentos de referencia, para corregir las ligeras fluctuaciones que se dan cuando los experimentos se realizan en distintos días. Para ello se estudió el comportamiento del fango activo para los dos casos límite. El límite mínimo de liberación de fósforo, que es debido a los procesos de lisis celular, fue determinado mediante un experimento “blanco” en el que únicamente se sometió fango activo a condiciones anaerobias. Por otro lado, el límite máximo se determinó mediante un experimento anaerobio utilizando acetato sódico como único sustrato. El acetato sódico es el sustrato más fácilmente acumulable tanto por las bacterias PAO como las GAO, por lo que nos da el límite máximo de acumulación de S_{DQO} por parte del cultivo. Además, cuando esta acumulación es realizada por las bacterias PAO produce la máxima liberación de fósforo al medio líquido. De este modo, además de corregir las posibles diferencias debidas a la realización de los experimentos en distintos días, podemos detectar posibles

limitaciones, cuando se tratan los vertidos industriales, debido al agotamiento de los polifosfatos o los PHA internos de las bacterias.

Para discutir los resultados de estos experimentos se plantean dos consideraciones:

- i) En todos los casos debe ocurrir que la cantidad de S_{DQO} acumulada en el interior de las bacterias, sea inferior a la cantidad acumulada en el experimento de referencia realizado con acetato. Esto es debido a que se asume que el acetato es un sustrato completamente acumulable en el interior de las bacterias PAO y GAO presentes en este tipo de cultivos.
- ii) Para poder determinar la cantidad de S_{DQO} acumulada en el interior de las bacterias PAO, se utilizó un coeficiente estequiométrico que relaciona la cantidad de S_{P-PO_4} liberada al medio líquido con la cantidad de S_{DQO} acumulada. El valor de este coeficiente ha sido estudiado en muchas investigaciones, tomándose generalmente 0.55 mg fósforo/mg DQO (Smolders y col., 1995a). Puesto que sólo las bacterias PAO liberan fósforo en condiciones anaerobias, la medida de este coeficiente estequiométrico en los experimentos permite determinar la distribución de la DQO acumulada entre ambos grupos de bacterias.

Una vez estudiado como se produce el reparto de la S_{DQO} entre las bacterias PAO y GAO, se modelizó el comportamiento del sistema. Para ello se ajustaron los resultados obtenidos en los experimentos anaerobios a las ecuaciones propuestas en el modelo presentado anteriormente (apartado 6.6.1 *Planteamiento del modelo para condiciones anaerobias*). El ajuste se hizo modificando únicamente los parámetros más sensibles.

La elección de los parámetros más sensibles estuvo fundamentada en las siguientes observaciones:

- a) Se supuso que los procesos de lisis celular, tanto de las bacterias como de los polímeros de almacenamiento del interior de los mismos, no estaban influidos por el sustrato vertido en la etapa anaerobia. De este modo fue necesario analizar únicamente los parámetros implicados en la acumulación de PHA tanto por las bacterias GAO como por las PAO.
- b) En casi ninguno de los procesos de acumulación de los sustratos presentes en

6. Discusión de Resultados

las aguas residuales se alcanzaron los niveles de acumulación de S_{DQO} alcanzados en el experimento de referencia máximo, por lo que podemos decir que en ningún caso se agotaron los polímeros internos necesarios para el almacenamiento anaerobio de los sustratos. Estos polímeros internos son los polifosfatos en el caso de las bacterias PAO y el PHA en el caso de las bacterias GAO. Esto significa que cuando se alcanzó el máximo de acumulación de materia orgánica se debió a las características del sustrato y no al agotamiento de dichos polímeros internos.

c) Debido a este motivo la concentración de los sustratos siempre estuvo en exceso, por lo que el valor de los coeficientes de semisaturación para estas variables no tiene mucha importancia, tomándose, por ello, los valores típicos propuestos en los modelos.

d) Al igual que en el proceso de fermentación, la alcalinidad presente en el medio fue lo suficientemente elevada para la realización de los procesos estudiados, como para considerar que el valor de su coeficiente de saturación fuera para ambos procesos el propuesto en el modelo. Además, en todos los casos la concentración de productos de fermentación (S_A) al inicio de la etapa anaerobia fue muy superior al valor de la constante de semisaturación, por lo que, como valores para dichas constantes, se tomaron las propuestas en los modelos.

De este modo, las variables más sensibles en estos procesos fueron las velocidades de almacenamiento de PHA por ambos tipos de bacterias (q_{PHA} , q_{PHA}^{GAO}).

El valor de los parámetros más sensibles fue modificado hasta obtener un error mínimo entre los resultados experimentales y los propuestos por el modelo, siendo los valores de los parámetros que conducen al valor mínimo del error los que mejor describen la cinética y la estequiometría del proceso. Una vez conocidos los valores de estos parámetros fue posible determinar como se produce el reparto de la S_{DQO} entre las bacterias PAO y GAO.

En las figuras 6.51 a 6.57 se comparan los datos experimentales de consumo de S_{DQO} , generación de S_A a partir de S_F y liberación de S_{P-PO_4} con las curvas teóricas obtenidas con el modelo, observándose que el modelo reproduce aceptablemente bien los resultados experimentales. Además, en estas figuras se presenta el reparto de la S_A entre sus tres posibles destinos: las bacterias PAO, las GAO y la fracción de S_A no acumulada.

○ Aguas residuales de la industria quesera:

En la figura 6.51 se presentan los resultados experimentales obtenidos para el vertido de aguas residuales de la industria quesera, en la etapa anaerobia de un proceso de eliminación biológica de nutrientes.

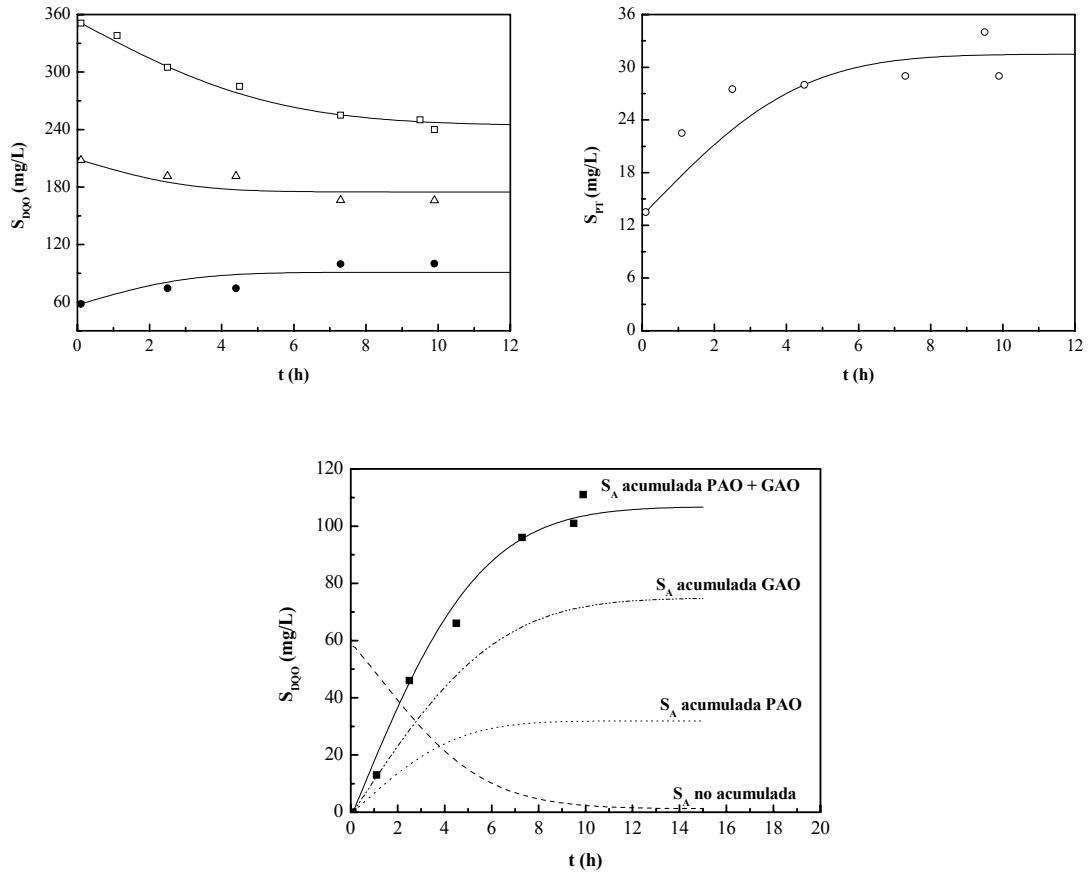


Figura 6.51. Resultados experimentales obtenidos para los parámetros S_A (●), S_F (△), S_{DQO} (□), S_{PT} (○) y S_A acumulada (■), y ajuste del modelo para el vertido de aguas residuales procedentes de la industria quesera. Las líneas indican el ajuste al modelo propuesto.

El vertido de aguas residuales procedentes de industrias queseras produce una acumulación de S_{DQO} por parte de las bacterias PAO y GAO y una liberación de S_{PT} debida a la acumulación de sustratos por las bacterias PAO. Cuando se produce un vertido de este tipo, en torno al 30% de la S_{DQO} que desaparece del medio líquido es acumulada por las bacterias PAO. Al final del proceso de acumulación de los sustratos, casi no hay sustratos pertenecientes a la fracción S_A en el medio líquido, lo que nos indica que todos los compuestos que forman dicha fracción en este tipo de aguas son

6. Discusión de Resultados

acumulables por las bacterias PAO y GAO. La pequeña cantidad de sustrato S_A no acumulada al final de la etapa anaerobia es debida al valor de la constante de semisaturación para la acumulación de S_A , que hace que el proceso de acumulación sea muy lento cuando las concentraciones de S_A tienen valores similares al de dicha constante.

Cabe destacar que la acumulación de S_{DQO} por parte de las bacterias PAO se da principalmente durante las primeras horas de la etapa anaerobia, mientras que la acumulación por parte de las bacterias GAO se prolonga más en el tiempo. Esto podría explicarse teniendo en cuenta que, durante los primeros momentos de reacción anaerobia, tanto las bacterias PAO como las GAO pueden acumular ácidos grasos volátiles (AGV) con rapidez, ya que estos son fácilmente disponibles (figura 6.52).

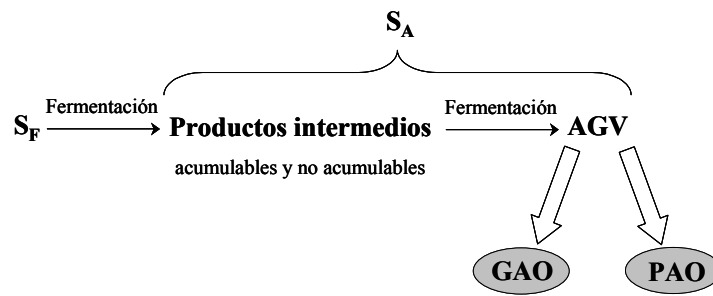


Figura 6.52. Acumulación de los sustratos presentes en agua residual durante los primeros momentos de reacción anaerobia (disponibilidad de todas las formas intermedias de fermentación).

Puesto que la velocidad de fermentación es inferior a la velocidad de acumulación de AGV, y éstos pueden ser generados únicamente en procesos de fermentación, llega un momento en que desaparecen del agua. A partir de este momento, los sustratos intermedios son acumulados únicamente por las bacterias GAO antes de llegar a formar el ácido acético, impidiendo, por tanto la actividad de las bacterias PAO (figura 6.53).

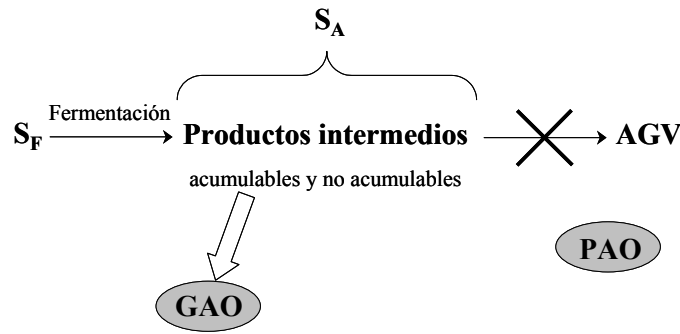


Figura 6.53. Acumulación de los sustratos presentes en agua residual tras las primeras horas de reacción (AGV no disponibles).

○ Aguas residuales de la industria láctea:

En la figura 6.54 se muestra la acumulación de S_{DQO} , la liberación de S_{PT} y como se distribuyen cada una de las fracciones de la S_A para el caso del vertido de agua residual de la industria láctea.

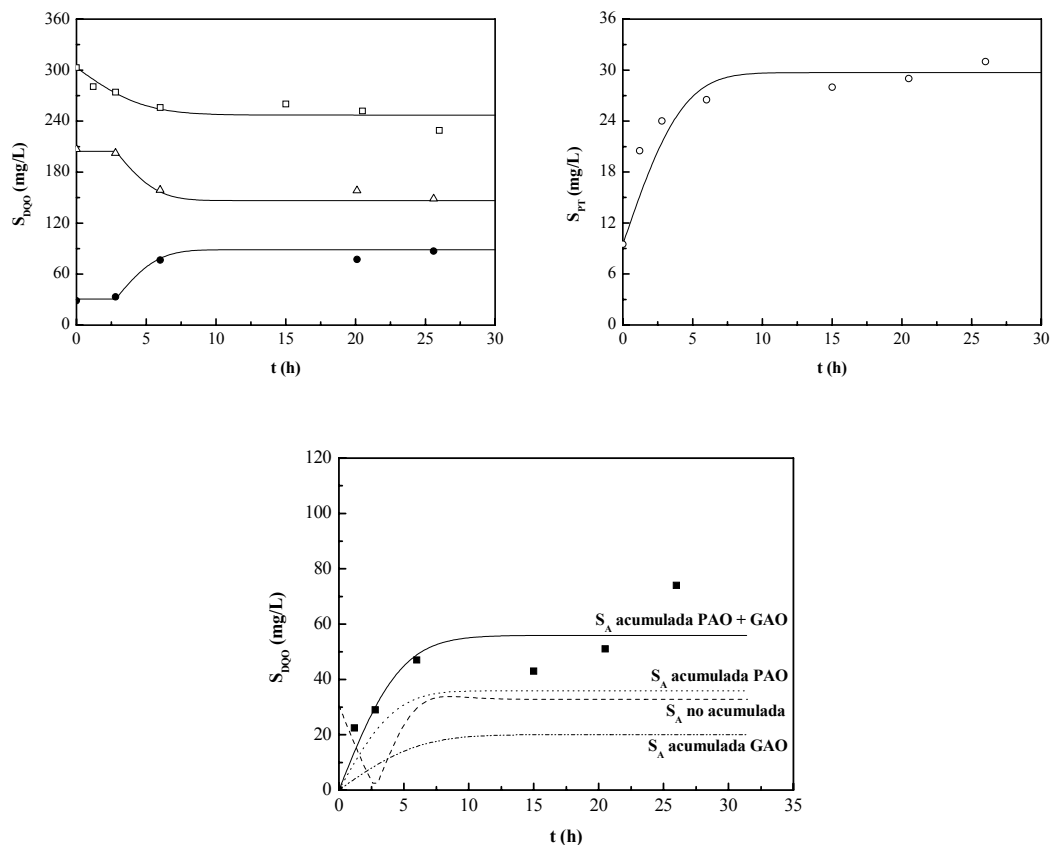


Figura 6.54. Resultados experimentales obtenidos para los parámetros S_A (●), S_F (△), S_{DQO} (□), S_{PT} (○) y S_A acumulada (■), y ajuste del modelo para el vertido de aguas residuales procedentes de la industria láctea. Las líneas indican el ajuste al modelo propuesto.

6. Discusión de Resultados

El agua residual procedente de las industrias lácteas también ocasiona una liberación de fósforo por parte del fango activo, lo que indica que presenta una cierta cantidad de AGV. En este caso la cantidad de S_{DQO} acumulada por las bacterias PAO fue aproximadamente el 64% de la S_{DQO} eliminada del agua residual durante la etapa anaerobia. Cabe destacar, que la cantidad de S_{DQO} acumulada por las bacterias durante este experimento fue inferior a la concentración de S_A presente en el medio, por lo que al final de la etapa anaerobia aún queda una cierta cantidad de S_A disuelta en el medio líquido. Esto puede ser debido a dos motivos:

1. Los polímeros de reserva de las bacterias se han agotado y, por tanto, no pueden realizar la acumulación de los sustratos.
2. No todos los sustratos presentes en la fracción S_A de las aguas residuales industriales pueden ser acumulados por las bacterias PAO y GAO.

Analizando los resultados obtenidos en los experimentos de control, realizados para este experimento, podemos ver como la cantidad máxima de sustrato que puede ser acumulada por el cultivo es de 146 mg S_{DQO}/L , que es superior a la almacenada al realizar el vertido de agua residual industrial, por lo que no se produjo ninguna limitación en lo que a los polímeros de reserva se refiere. Esto indica que la posible explicación es que no todos los compuestos que forman la fracción S_A de esta agua residual industrial pueden ser acumulados. En el caso de las aguas residuales procedentes de la industria láctea, los sustratos provienen de la leche que esta formada por un gran número de sustancias, que aunque son fermentables, generan unos productos de fermentación que no pueden ser acumulados por las bacterias PAO y GAO.

La cantidad de S_A contenida inicialmente en el agua sí fue acumulada. Sin embargo, a pesar de la fermentación de parte de los sustratos presentes en esta agua residual, que aporta una cierta cantidad de S_A , una vez finalizado el periodo de retardo, casi no se produce un incremento en la acumulación de sustratos por parte de las bacterias PAO ni GAO, lo que nos indica que los sustratos generados en estos procesos de fermentación no son fácilmente acumulables.

○ Aguas residuales de la industria cárnica:

En la figura 6.55 se muestran los resultados obtenidos para el vertido de aguas residuales de mataderos.

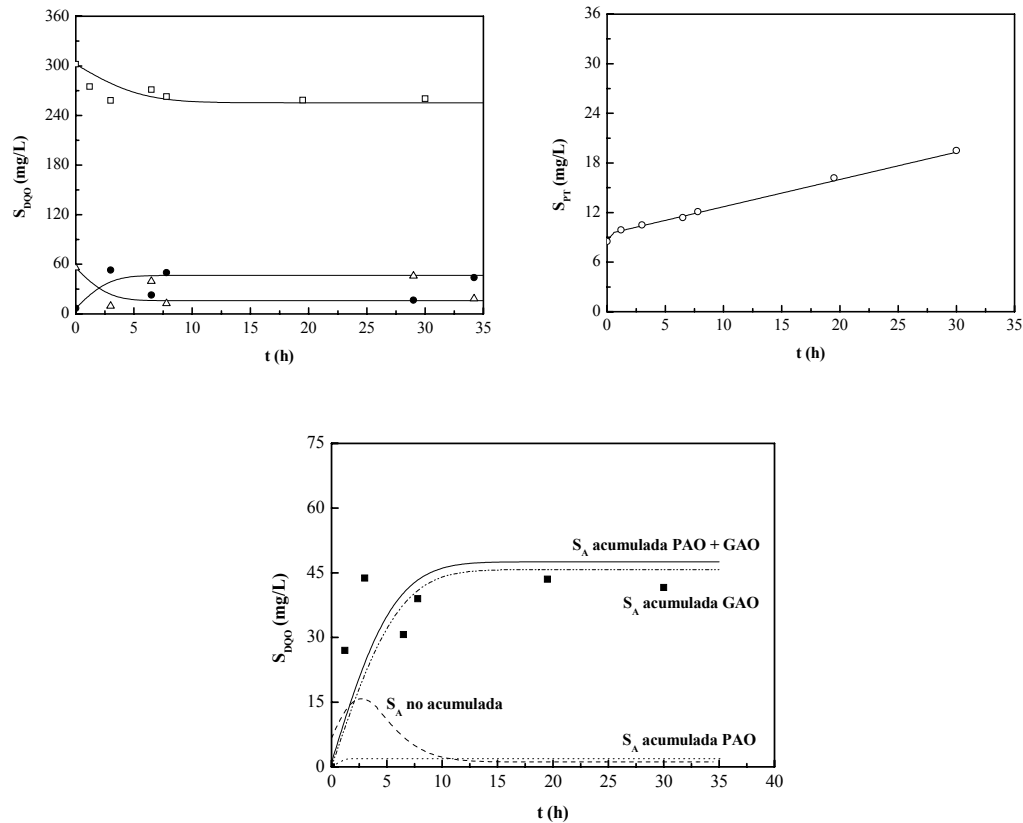


Figura 6.55. Resultados experimentales obtenidos para los parámetros S_A (●), S_F (△), S_{DQO} (□), S_{PT} (○) y S_A acumulada (■), y ajuste del modelo para el vertido de aguas residuales procedentes de la industria cárnica. Las líneas indican el ajuste al modelo propuesto.

En este caso, al igual que en el experimento realizado con las aguas residuales de las industrias lácteas, no se consume toda la S_A generada, lo que nos informa sobre las características de los componentes de dicha fracción. Además, la mayor parte de los sustratos de la fracción S_A que pueden ser acumulados, son acumulados por las bacterias GAO, lo que nos indica que la presencia de AGV en este tipo de aguas es muy baja. En este caso, tan sólo el 17% de toda la S_A acumulada fue acumulada por bacterias PAO. Debido a que apenas se produce acumulación de sustratos por parte de las bacterias PAO, la liberación de fósforo es debida fundamentalmente a los procesos de lisis celular y de los polifosfatos internos de las bacterias en situación de metabolismo endógeno.

6. Discusión de Resultados

○ Aguas residuales del procesamiento de la patata:

Cuando se produce el vertido de este tipo de aguas, se observan los fenómenos de acumulación de S_{DQO} y liberación de S_{PT} que se muestran en la figura 6.56.

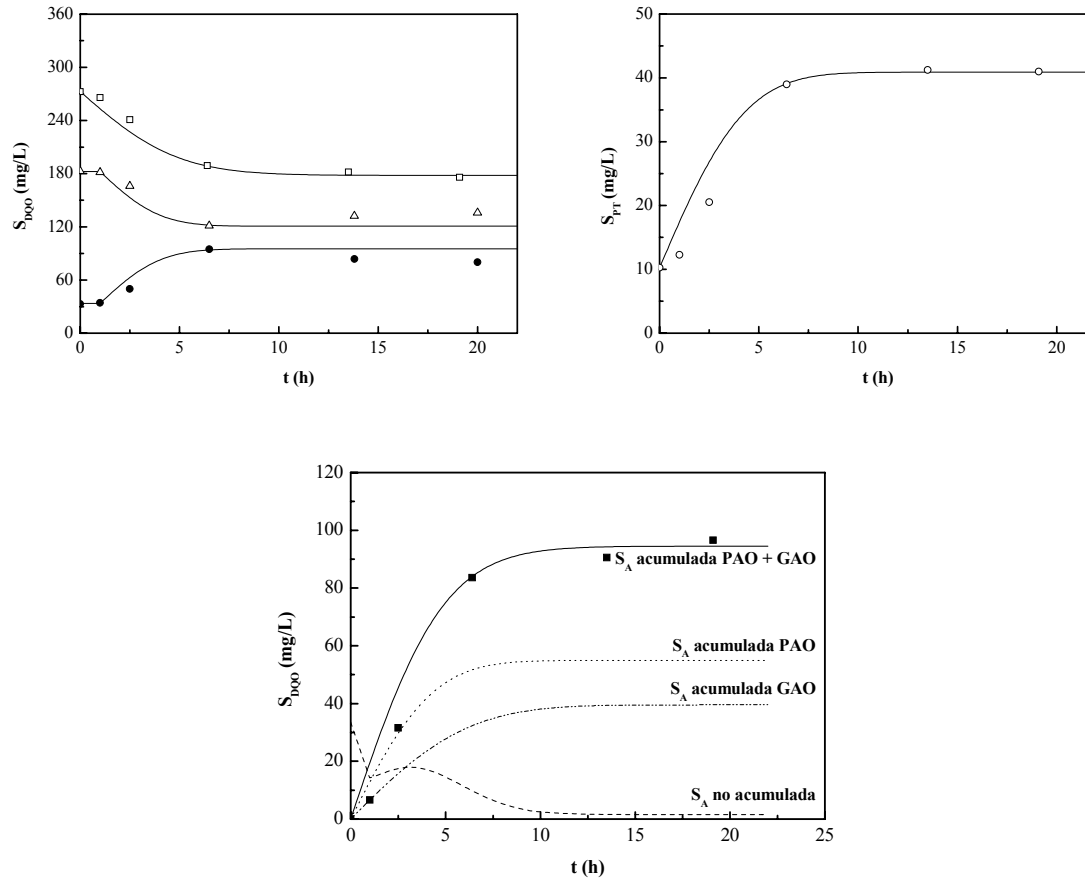


Figura 6.56. Resultados experimentales obtenidos para los parámetros S_A (●), S_F (△), S_{DQO} (□), S_{PT} (○) y S_A acumulada (■), y ajuste del modelo para el vertido de aguas residuales procedentes de la industria del procesamiento de la patata. Las líneas indican el ajuste al modelo propuesto.

En este experimento, una parte muy pequeña de la fracción S_A no fue acumulada en el interior de las bacterias. Esto pudo deberse a las características del sustrato o a limitaciones en la disponibilidad de los polímeros internos de las bacterias, ya que en este caso la cantidad de S_{DQO} acumulada fue similar a la acumulada en el experimento de referencia máximo. En este caso las bacterias PAO acumularon un 56% de la S_A acumulada durante la etapa anaerobia, lo que nos indica que gran parte de los productos de fermentación presentes en esta agua son AGV.

○ Aguas residuales de la industria azucarera de remolacha:

En el caso de aguas residuales de la industria azucarera de remolacha (figura 6.57), se consume casi toda la fracción S_A , quedando una pequeña cantidad debida a la baja velocidad al final del proceso. Este tipo de aguas residuales favorecen la acumulación del sustrato por parte de las bacterias GAO. Esto puede ser debido a que las bacterias GAO pueden acumular las moléculas de glucosa, principal componente de estas aguas residuales, en su interior.

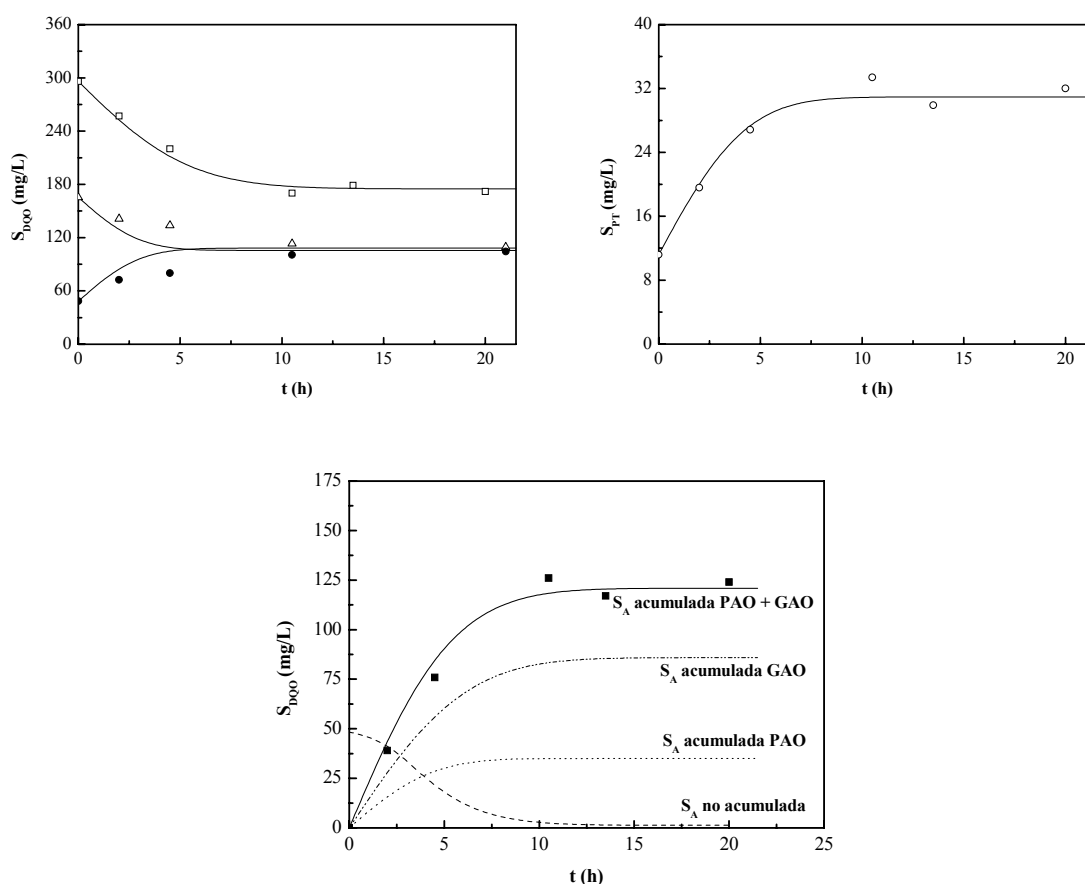


Figura 6.57. Resultados experimentales obtenidos para los parámetros S_A (\bullet), S_F (\triangle), S_{DQO} (\square), S_{PT} (\circ) y S_A acumulada (\blacksquare), y ajuste del modelo para el vertido de aguas residuales procedentes de la industria azucarera de remolacha. Las líneas indican el ajuste al modelo propuesto.

6. Discusión de Resultados

○ Aguas residuales del procesado del tomate:

La elevada concentración de S_A en las aguas residuales del procesado del tomate (figura 6.58), no produce, como cabría pensar, una gran reacción en cuanto a acumulación de S_{DQO} y liberación de S_{PT} se refiere, ya que una gran parte de esta fracción no es acumulable ni por las bacterias PAO ni por las GAO. A pesar de este hecho, una gran parte de la S_A acumulada, (56%), se presentaba en forma de AGV ya que las bacterias PAO acumularon este porcentaje durante la etapa de reacción anaerobia.

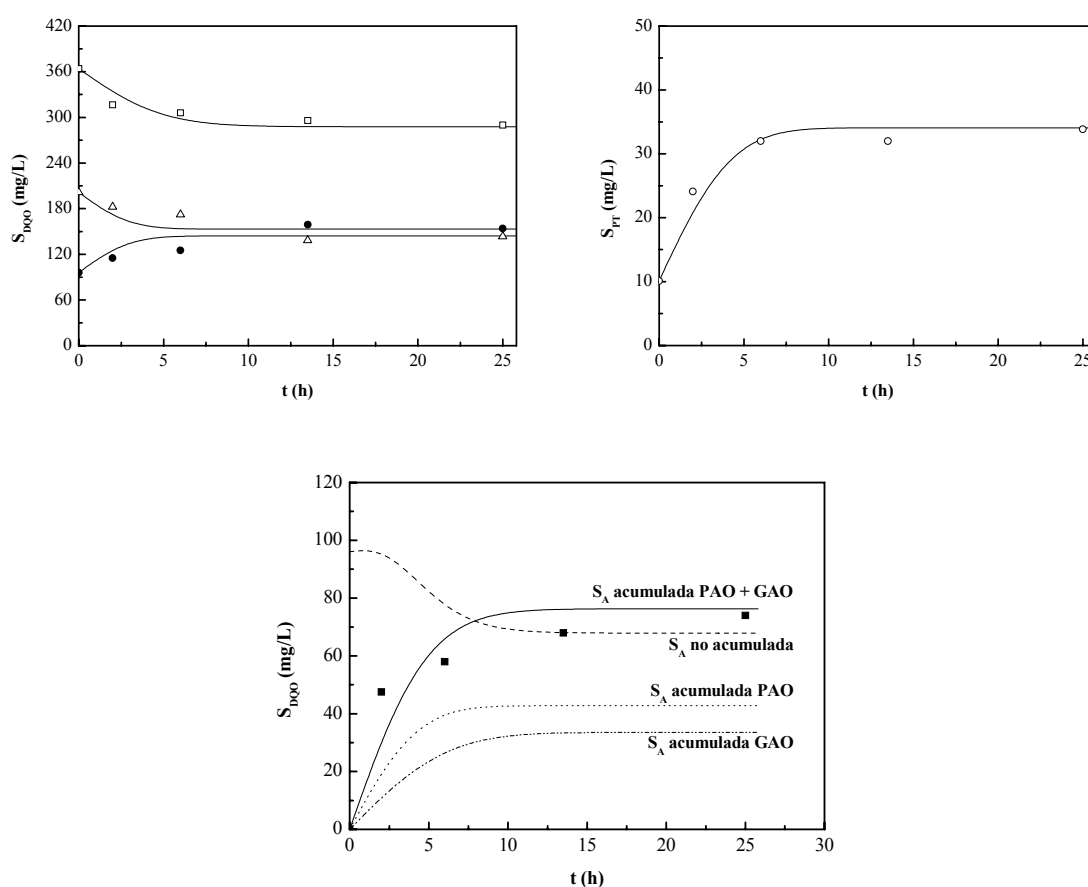


Figura 6.58. Resultados experimentales obtenidos para los parámetros S_A (●), S_F (△), S_{DQO} (□), S_{PT} (○) y S_A acumulada (■), y ajuste del modelo para el vertido de aguas residuales procedentes de la industria del procesado del tomate. Las líneas indican el ajuste al modelo propuesto.

○ Aguas residuales de la industria vitivinícola:

En el caso del vertido de aguas residuales de industrias vitivinícolas se produjo una desaparición de S_{DQO} del medio líquido superior a la del experimento máximo, lo cual no es posible. Esto pudo ser debido a los fenómenos expuestos anteriormente, de evaporación de los compuestos volátiles presentes en las aguas residuales o a una adsorción de parte de los contaminantes del agua residual en la superficie de los flóculos. Debidos a estos problemas no pudieron ser ajustados los fenómenos de liberación de S_{PT} y acumulación de S_{DQO} por parte de las bacterias PAO y la acumulación de sustratos por las bacterias GAO. Observando la escasa liberación de fósforo que ocasiona la acumulación de los sustratos presentes en este tipo de aguas residuales, vemos que apenas se produce acumulación de sustratos por parte de las bacterias PAO.

A partir de los resultados obtenidos, a continuación puede discutirse globalmente la relación existente entre el tipo de sustrato orgánico del agua y la viabilidad de la eliminación biológica de fósforo.

Como se explicó anteriormente, para que se produzca la liberación anaerobia de fósforo es necesaria la acumulación de sustratos en el interior de las bacterias PAO. La cantidad máxima de sustratos que se puede acumular en el interior de cualquier tipo de bacterias depende de las reservas de energía interna que éstas posean. Esto se determinó mediante los resultados obtenidos en los experimentos de referencia máximo, realizados con acetato, ya que este sustrato es acumulado completamente mientras existan dichas reservas.

En la figura 6.59, se presenta el porcentaje de S_{DQO} **acumulada** en cada uno de los experimentos (con respecto al valor máximo posible, definido en el experimento realizado con acetato) y además, el porcentaje de S_{DQO} **acumulable** en cada tipo de agua (con respecto la concentración inicial de S_{DQO} del vertido industrial).

Con respecto a la S_{DQO} acumulada, cabe destacar el extraño caso de las aguas procedentes de la industria vitivinícola, la S_{DQO} acumulada del medio líquido es mayor que para el caso de su experimento de referencia máximo. Ya se ha comentado que esto podría explicarse debido a la evaporación de parte de los compuestos volátiles, o bien la adsorción física de parte de los sustratos presentes en el medio líquido sobre la

6. Discusión de Resultados

superficie de los flóculos. En el resto de los casos, la cantidad acumulada es inferior al máximo, lo que indica que la reserva interna de energía no fue limitante, y que los distintos resultados obtenidos con cada vertido son debidos únicamente al tipo de sustrato.

La cantidad acumulable, también resultó ser siempre inferior al total suministrado en cada vertido. El hecho de que cada una de las aguas residuales presenten diferentes porcentajes de S_{DQO} acumulable nos indica que cada una de éstas tienen diferentes cantidades de sustratos sencillos, lo que hace presuponer que tendrán un comportamiento diferente con respecto a la eliminación biológica de fósforo.

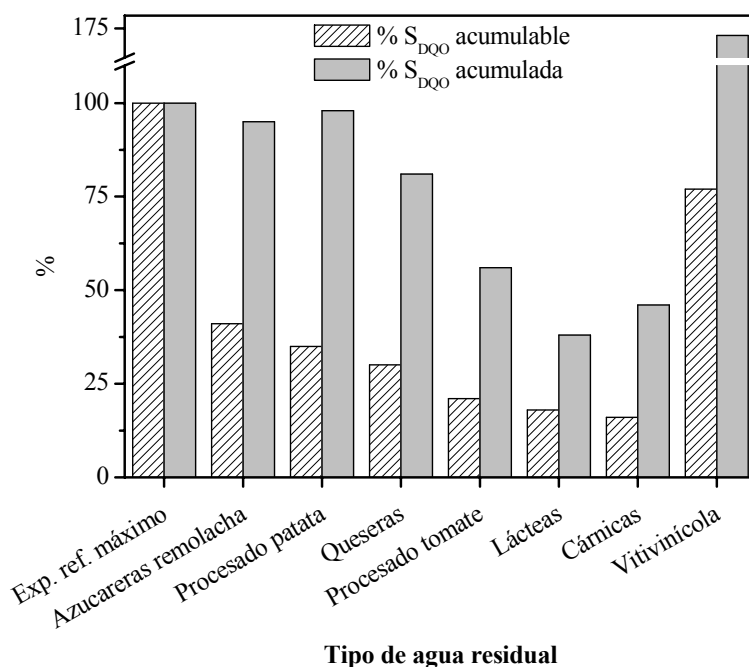


Figura 6.59. Porcentajes de S_{DQO} acumulable en cada una de las aguas residuales estudiadas, y porcentaje de S_{DQO} acumulada con respecto al valor máximo posible determinado con acetato.

En la figura 6.60 se muestra el valor del parámetro Y_{PO_4} , que relaciona la cantidad de S_{P-PO_4} liberada con la cantidad de S_{DQO} acumulada en condiciones anaerobias, obtenido en los experimentos realizados con los sustratos industriales, y el valor medio del mismo en los experimentos de referencia máximo. Además, se ha trazado una línea horizontal para definir el valor teórico que correspondería al vertido de acetato sobre un cultivo puro de bacterias PAO, cuyo valor es $0.55 \text{ mg } S_{P-PO_4}/\text{mg } S_{DQO}$. A partir de estos

valores se puede establecer la distribución de la DQO acumulada entre las bacterias PAO y GAO.

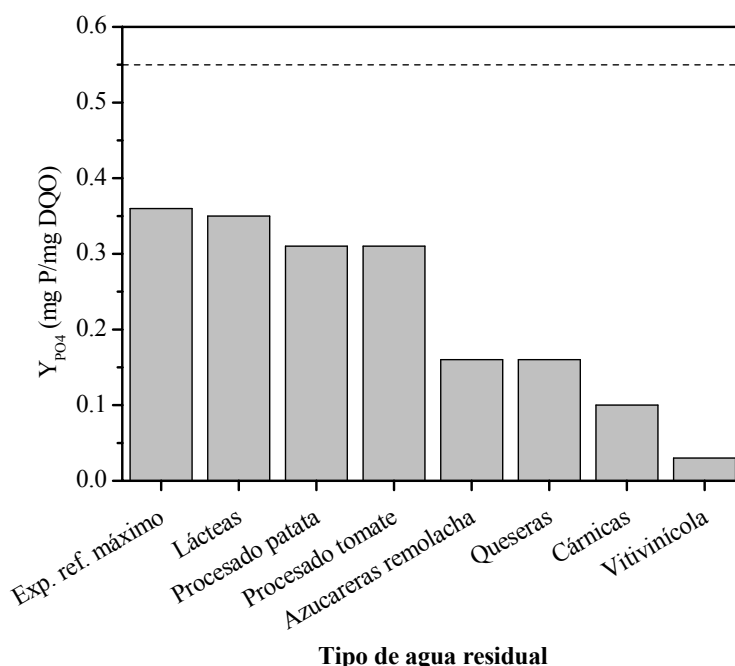


Figura 6.60. Valor del coeficiente de liberación de fósforo Y_{PO_4} para el experimento de referencia y para cada una de las aguas residuales estudiadas.

En la figura 6.60 se aprecia como el valor obtenido para el coeficiente Y_{PO_4} en el experimento de referencia máximo es inferior al valor teórico. Esto se debe a que nuestro cultivo de microorganismos no es un cultivo puro de bacterias PAO, sino un cultivo mixto en el que, además, tenemos otro tipo de bacterias con capacidad de acumular sustratos pero que no poseen la capacidad de liberar fósforo, haciendo que el valor de este coeficiente sea menor. Además, los demás valores van descendiendo debido a que el valor de este coeficiente depende fundamentalmente de cómo se produzca el reparto, entre las bacterias PAO y GAO, de la S_A que se acumula. Como se indicó anteriormente, este reparto puede ser determinado a partir del valor teórico (0.55 mg S_{P-PO_4} /mg S_{DQO}).

En los casos de las aguas residuales procedentes de las industrias lácteas, de industrias del procesado del tomate y de industrias del procesado de la patata, el valor del coeficiente Y_{P-PO_4} fue muy similar al obtenido para el acetato. Esto nos indica que son sustratos cuya acumulación por las bacterias PAO y GAO libera cantidades

6. Discusión de Resultados

similares de ortofosfato a las que serían liberadas cuando se utiliza acetato sódico como sustrato orgánico.

En el resto de los casos el valor de este coeficiente es muy inferior al obtenido en el experimento de referencia máximo, debido a que los sustratos presentes en estas aguas son más fácilmente acumulables por las bacterias GAO que por las PAO debido a la menor velocidad de generación de AGV. Esto haría que la eliminación biológica de nutrientes estuviera más desfavorecida ante vertidos de estas características.

A partir de los datos anteriores, se muestra en la figura 6.61 el reparto de la fracción S_A de la DQO en tres partes: las bacterias PAO, las bacterias GAO y la fracción no acumulable de la S_A . Dicho reparto depende de las características de los sustratos, en base a posibles mecanismos microbiológicos diferentes en cada caso, aspecto que excede el carácter eminentemente aplicado o técnico de este trabajo.

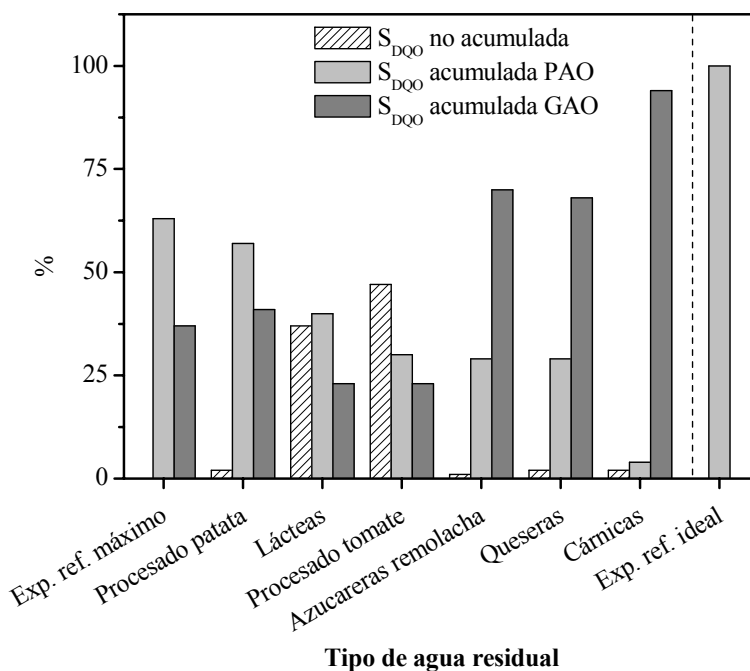


Figura 6.61. Distribución de las distintas fracciones de la S_A presentes en el experimento de referencia máximo realizado con nuestro fango, las aguas residuales industriales estudiadas y un experimento de referencia máximo ideal utilizando un cultivo puro de bacterias PAO.

Una vez analizado el comportamiento del proceso anaerobio con los distintos vertidos, el objetivo final de este apartado sería concluir estableciendo la relación existente entre el tipo de sustrato y la acumulación de los mismos por parte de las bacterias PAO o GAO de cara a la eliminación biológica de fósforo. La figura 6.63 muestra la relación existente entre la liberación de fósforo y la concentración de S_A al final de la etapa anaerobia, en cada una de las aguas residuales industriales estudiadas. Esta gráfica indica que existe una tendencia favorable al aumentar la concentración de S_A en el agua residual, sin embargo, esta tendencia no es definitiva. Esto se debe a que no es la concentración de productos de fermentación en el agua, S_A , la que origina la liberación de fósforo, sino únicamente la presencia de AGV, es decir, una fracción de aquellos. Esta misma idea ha sido ya establecida en anteriores investigaciones, en las que se hacía referencia a la relación entre la biodegradabilidad de las aguas residuales y la eliminación biológica de fósforo, expresando aquella como DBO_5 (de Lucas y col., 2001), llegándose a la conclusión de que tampoco la DBO_5 era el parámetro adecuado para relacionar la naturaleza del agua residual con la eliminación biológica de nutrientes.

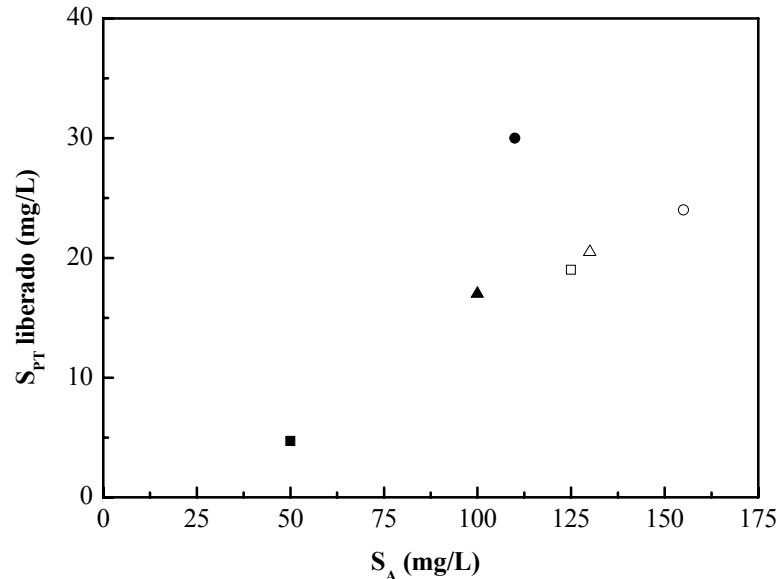


Figura 6.62. Relación entre el S_{PT} liberado y la concentración de S_A al final de la etapa anaerobia en cada una de las aguas residuales. Aguas residuales de industrias lácteas (\triangle), queseras (\blacktriangle), del procesado del tomate (\circ), del procesado de la patata (\bullet), cárnicas (\blacksquare) y azucareras de remolacha (\square).

6. Discusión de Resultados

En base a las observaciones realizadas hasta el momento, podemos clasificar las aguas residuales industriales en función de cómo se produzca el reparto de su S_A entre las bacterias PAO y GAO y el valor del porcentaje no acumulable. La figura 6.64 muestra esta clasificación de un modo gráfico. Para ello se utiliza un diagrama triangular en el que se divide la fracción S_A presente en cada una de las aguas residuales en los tres componentes ya establecidos: la fracción acumulable por las bacterias PAO, la fracción acumulable por las bacterias GAO y la fracción de S_A no acumulable. De este modo es posible predecir, en función de donde se sitúa cada tipo de agua residual, la viabilidad de la eliminación biológica de fósforo.

En nuestro caso, las características de la fracción S_A del agua residual del procesado de la patata son las que más favorecen la eliminación biológica de nutrientes, ya que casi el 60% de esta fracción es acumulada por bacterias PAO. El resto de las aguas residuales presenta unas características semejantes, ya que en todos los casos se acumula en torno a un 30% de la fracción S_A por parte de las bacterias PAO. Por último las aguas residuales de la industria cárnica es la que peores características presenta, ya que tan sólo un 15% de la S_A presente en este tipo de aguas residuales es acumulada por las bacterias PAO.

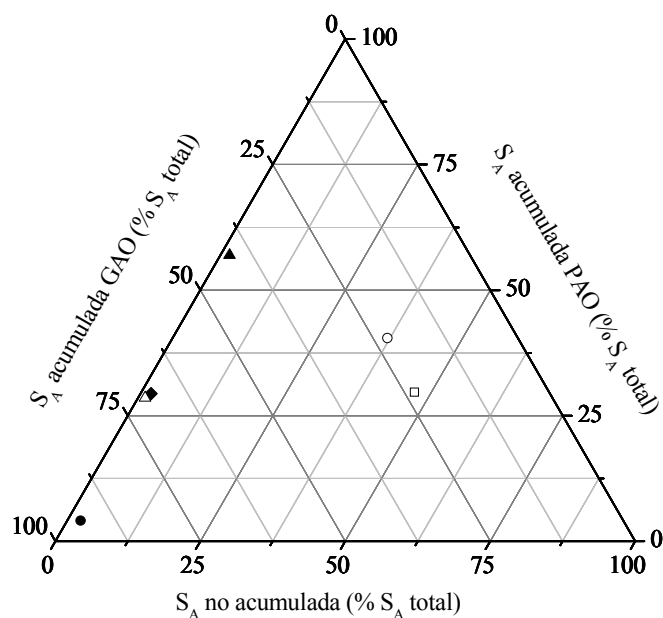


Figura 6.63. Distribución de las distintas fracciones de la DQO presentes en las aguas residuales industriales sintéticas de industrias queseras (◆), lácteas (○), cárnica (●), del procesado de la patata (▲), del procesado de la remolacha (△), del procesado del tomate (□).

Finalmente se estudió la evolución de la concentración de nitrógeno amoniacal a lo largo de la duración de la etapa anaerobia en cada uno de los experimentos realizados.

En estos experimentos no se obtuvieron buenas correlaciones entre los resultados experimentales y el modelo. Esto puede ser debido a que el modelo utilizado en esta investigación sólo tiene en cuenta la posible liberación de S_{N-NH_4} al medio líquido debido a los procesos de lisis celular, pero no tiene en cuenta ni la posible generación de S_{N-NH_4} debida a procesos de amonificación, en la que parte del nitrógeno orgánico presente en estas aguas residuales se transformaría en amoniacal, ni la posible utilización del S_{N-NH_4} en los procesos de mantenimiento del fango activo.

En los experimentos realizados, la concentración de S_{N-NH_4} se mantiene o descende ligeramente en casi todos los casos. Esto pudo ser debido al efecto contrapuesto entre el aporte de S_{N-NH_4} debido a la lisis celular y los procesos de amonificación y el consumo de S_{N-NH_4} debido a las funciones de mantenimiento realizadas por los microorganismos del fango activo.

En el caso del experimento realizado con agua del procesado de la patata se observó un incremento del nitrógeno amoniacal durante el proceso de reacción anaerobia (figura 6.34). Este incremento pudo ser debido a un proceso de amonificación en el que parte del nitrógeno orgánico presente en estas aguas residuales se transformó en nitrógeno amoniacal. Las aguas residuales del procesado de la patata se caracterizaron por una elevada concentración de nitrógeno total, sin embargo, presentaban bajas concentraciones de nitrógeno amoniacal, lo que nos indica que la mayor parte del nitrógeno presente en estas aguas residuales es nitrógeno orgánico que puede ser transformado por los microorganismos del fango activo en amoniacal mediante el proceso de amonificación.

6.7 INFLUENCIA DEL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES EN LA ETAPA ANÓXICA DE UN PROCESO DE ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES

Para estudiar la influencia de los vertidos de aguas residuales industriales sobre el funcionamiento de la etapa anóxica de un proceso de eliminación biológica de nutrientes, se realizaron experimentos utilizando aguas residuales industriales sintéticas de diferente naturaleza (apartado 4.1.3 *Agua residual sintética*). La S_{DQO} aportada en cada uno de los experimentos se mantuvo aproximadamente constante, así como la composición inorgánica, de modo que se varió únicamente la naturaleza del sustrato orgánico del agua residual industrial.

En cada uno de estos experimentos anóxicos se alimentó un tipo diferente de agua residual industrial sintética. A lo largo de la duración de cada uno de los experimentos se determinaron las características del agua tratada (S_{DQO} , S_{P-PO_4} , S_{N-NH_4} , S_{N-NO_2} y S_{N-NO_3}) y del fango activo (X_{SS} , SSV y X_{PT}). Simultáneamente, se realizaron experimentos anóxicos de control en los que se registró el consumo endógeno de nitratos por parte de los microorganismos (respuesta mínima) y el consumo de nitratos durante el tratamiento de un sustrato muy fácilmente biodegradable, que en nuestro caso fue el acetato (respuesta máxima). Los resultados de estos experimentos se muestran en las tablas 5.27 a 5.35.

El proceso de desnitrificación consiste en la reducción de los nitratos presentes en el agua residual, al ser utilizados como aceptores de electrones, durante la degradación de los sustratos orgánicos presentes en ésta. Este proceso, también denominado respiración de nitratos, es realizado por un amplio grupo de bacterias facultativas, que presentan la posibilidad de utilizar tanto el oxígeno como los nitratos en los procesos de oxidación, siendo la única diferencia entre ambas posibilidades el empleo de la enzima nitrato reductasa cuando se utilizan los nitratos.

Cuando se realiza un vertido de aguas residuales industriales en la etapa anóxica de un proceso de eliminación biológica de nutrientes, las bacterias encargadas de la desnitrificación oxidan los sustratos del agua residual con los nitratos presentes. Además de las bacterias desnitrificantes convencionales, una parte de las bacterias PAO, denominadas DNPAO, presentan la capacidad de desnitrificar, mediante la

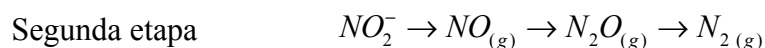
utilización de los nitratos para oxidar los polímeros internos de las bacterias. En el caso de las bacterias GAO, estudios realizados por Manga y col., en 2001 indican que no poseen capacidad de desnitrificar. Cuando se produce la desnitrificación de los polímeros internos de las bacterias PAO, se produce un descenso en la concentración de nitratos en el agua, sin embargo, este descenso no se observa en la concentración de S_{DQO} , ya que el sustrato utilizado es el acumulado en el interior de las bacterias. Este hecho ocasionaría errores cuando se estudia el proceso de desnitrificación analizando únicamente el agua. Para minimizar esta interferencia, en este trabajo se utilizó el fango al final de la etapa aerobia del proceso A/O. Este fango tiene completas sus reservas de polifosfatos, pero sus reservas de polímeros de almacenamiento (PHA) están agotadas, ya que éstos han sido oxidados en la etapa aerobia del proceso A/O, lo que imposibilita que las bacterias PAO realicen procesos de desnitrificación.

6.7.1 PLANTEAMIENTO DEL MODELO PARA CONDICIONES ANÓXICAS

Se estudió tanto la cinética como la estequiometría del proceso de desnitrificación mediante el ajuste de los resultados a un modelo matemático. En este caso, no es recomendable la utilización directamente del modelo ASM2d ya que se presentan una serie de limitaciones durante la resolución de las ecuaciones. Estas limitaciones se exponen a continuación:

a) *Influencia de la acumulación de nitritos.*

Con respecto a la primera de las limitaciones, presencia de nitritos en el agua, podemos decir que en el proceso de desnitrificación se identifican dos etapas: En la primera etapa, el nitrato es reducido a nitrito; en la segunda etapa, el nitrito generado en la etapa anterior es reducido a alguno de los productos gaseosos que se indican en las siguientes ecuaciones químicas.



6. Discusión de Resultados

En el proceso de desnitrificación se producen nitritos como principal producto intermedio. Algunos autores proponen el uso de los nitratos suponiendo que la segunda etapa de la reacción es muy rápida, y que, por tanto, no se produce acumulación de nitritos en el medio líquido como ocurre en el modelo ASM2d. Otros autores, por el contrario, proponen que se produce una apreciable acumulación de nitritos durante el proceso de desnitrificación (Henze, 1986). Esta acumulación de nitritos puede ser debida a dos causas diferentes:

1. Desarrollo excesivo de biomasa capaz de reducir el nitrato hasta nitritos.
2. Inhibición de la síntesis de la enzima nitrito reductasa.

Es importante tener en cuenta la posibilidad de esta acumulación de nitritos, ya que ignorarlos tendría como consecuencia la obtención de velocidades y rendimientos de desnitrificación superiores a la realidad, si determinamos únicamente los nitratos; o inferiores si realizamos la determinación del nitrógeno oxidado presente en el medio.

Para corregir las medidas de consumo de nitratos con las medidas de nitritos que se acumulan en la fase líquida, es necesario tener en cuenta la transferencia de electrones en este tipo de procesos.

En el proceso de desnitrificación, por cada átomo de nitrógeno desnitrificado, se transfieren cinco electrones. Dos de ellos se emplean en transformar los nitratos en nitritos y tres electrones se utilizan en transformar estos nitritos en nitrógeno gas. Expresando estas transferencias electrónicas en términos de DQO, tendríamos que se consumen 1.14 g O₂/g N, en la primera etapa, y 1.72 g O₂/g N, en la segunda etapa (Randall y col., 1992). Esto hace que la relación estequiométrica sea 2.86 g O₂/g N para la completa reducción de 1 gramo de nitrógeno. Consecuentemente la cantidad de DQO requerida en la desnitrificación, a partir de las concentraciones N-NO₃⁻ y N-NO₂⁻ se calcula con la siguiente ecuación:

$$-\frac{dS_{O_2}}{dt} = -2.86 \cdot \frac{dS_{N \text{ Corregido}}}{dt} = -2.86 \cdot \frac{dS_{N-NO_3}}{dt} + 1.72 \cdot \frac{dS_{N-NO_2}}{dt} = -2.86 \cdot \left(\frac{dS_{N-NO_3}}{dt} - 0.6 \cdot \frac{dS_{N-NO_2}}{dt} \right) \quad [6.9]$$

esta última ecuación también podemos expresarla como:

$$-\frac{dS_{N\text{ Corregido}}}{dt} = \left(-\frac{dS_{N-NO_3}}{dt} + 0.6 \cdot \frac{dS_{N-NO_2}}{dt} \right) \quad [6.10]$$

donde N-Corregido representa la cantidad de nitrógeno, en forma de nitratos, que reducido totalmente hasta nitrógeno gaseoso, provocaría el mismo consumo de DQO que ocurre en nuestro proceso teniendo en cuenta la presencia de nitritos como intermedio. Asumimos que ésta es la cantidad de nitrógeno realmente eliminada del agua, y la ecuación [6.10], nos permite calcularlo en un cierto período de tiempo, siendo igual a la cantidad de nitratos que desaparecen del medio, menos la cantidad de nitritos, generada en ese periodo, multiplicada por 0.6. Este coeficiente (0.6) aparece debido a que tres de los cinco electrones que se transfieren en el proceso de desnitrificación lo hacen en la segunda etapa.

Una vez calculada la cantidad de nitrógeno que se reduce completamente en la etapa anóxica, así como la DQO consumida por esa reducción, podemos aplicar sus valores en las ecuaciones de un modelo que sólo tenga en cuenta a los nitratos como especie del nitrógeno en estado oxidado.

b) Modificación de las cinéticas de desnitrificación con microorganismos heterótrofos.

En la tabla 6.13 se presentan las ecuaciones correspondientes a los procesos biológicos que ocurren en condiciones anóxicas según el modelo utilizado en esta investigación, presentado anteriormente (Apartado 4.4.2b *Influencia de los vertidos de agua residual industrial*). En dicha tabla no se presenta el proceso de crecimiento anóxico de las bacterias con el PHA interno ni la acumulación de fósforo en condiciones anóxicas por parte de las bacterias PAO, ya que el fango utilizado no contenía PHA de reserva en su interior.

6. Discusión de Resultados

Tabla 6.13. Procesos microbiológicos, microorganismos y ecuaciones cinéticas correspondientes que se dan en condiciones anóxicas.

Proceso		Ecuación cinética (ρ_i)
Procesos de hidrólisis		
3	Hidrólisis anóxica	$K_h \cdot \eta_{je} \cdot \frac{K_{LO2}}{K_{LO2} + S_{O2}} \cdot \frac{K_{LNO3}}{K_{LNO3} + S_{NO3}} \cdot \frac{X_s / X_H}{K_X + X_s / X_H} \cdot (X_H + X_{PAO} + X_{GAO})$
Microorganismos heterótrofos (X_H)		
6	Desnitrificación con S_F	$\mu_H \cdot \eta_{HNO3} \cdot \frac{K_{HO2}}{K_{HO2} + S_{O2}} \cdot \frac{S_F}{K_{HF} + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{HNH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{HP} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{S_{NO3}}{K_{HNO3} + S_{NO3}} \cdot X_H$
7	Desnitrificación con S_A	$\mu_H \cdot \eta_{HNO3} \cdot \frac{K_{HO2}}{K_{HO2} + S_{O2}} \cdot \frac{S_A}{K_{HA} + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{HNH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{HP} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{S_{NO3}}{K_{HNO3} + S_{NO3}} \cdot X_H$
9	Lisis	$b_H \cdot X_H$
Microorganismos PAO (X_{PAO})		
15	Lisis de X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
16	Lisis de X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
17	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
Microorganismos autótrofos nitrificantes (X_A)		
19	Lisis	$b_A \cdot X_A$
Microorganismos GAO (X_{GAO})		
25	Lisis de X_{GAO}	$b_{GAO} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{GAO}$
26	Lisis de X_{GLU}	$b_{GLU} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{GLU}^{GAO}$
27	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{PHA}^{GAO}$

En el modelo ASM2d se proponen los mismos parámetros, tanto cinéticos como estequiométricos, para el proceso de desnitrificación cuando se utilizan sustratos de la fracción S_A y S_F . Sin embargo, en este trabajo se considera que las velocidades de desnitrificación de cada uno de estos sustratos no tienen porque ser las mismas, es decir, se contempló la posibilidad de que las velocidades de desnitrificación de cada una de estas fracciones fuese diferente.

La función a minimizar, en el algoritmo matemático de ajuste, al igual que en el caso del ajuste en los experimentos anaerobios, puede presentar mínimos locales con diversos conjuntos de parámetros, y por supuesto, un mínimo global. Debido al elevado número de posibles soluciones se impone adoptar una serie de restricciones para llegar a una solución real en que los parámetros obtenidos tengan un significado físico correcto. Estas restricciones consisten en mantener fijos los valores típicos en el caso de los parámetros menos sensibles según lo propuesto en los modelos ASM2d y el propuesto por Manga y col., en 2001 (tabla 4.9), modificando únicamente el valor de los parámetros más sensibles.

La elección de los parámetros menos sensibles estuvo fundamentada en las siguientes observaciones:

- a) Teniendo en cuenta que no hay oxígeno disuelto en el medio líquido, y que el nitrógeno amoniacal, el fósforo, la alcalinidad y los nitratos disueltos están en exceso, la influencia de los coeficientes de inhibición/saturación de cada una de estas especies carecen de importancia en el proceso global, por lo que pueden despreciarse. Además, el sustrato S_F presenta en todo momento concentraciones muy superiores a las del valor típico de su constante de saturación, por lo que el valor de este parámetro no será relevante en el ajuste del modelo, lo que implica que podremos utilizar, sin cometer errores apreciables, los valores típicos propuestos por el modelo.
- b) El proceso de hidrólisis anóxico, se considera suficientemente lento, como para suponer que apenas influirá sobre la concentración de la fracción S_F en el medio.
- c) Además, al igual que en los experimentos anaerobios, se supuso que los procesos de lisis no se veían modificados por el vertido de los diferentes sustratos en la etapa anóxica, sino que eran fenómenos cuyas velocidades dependen exclusivamente del tipo de microorganismos y de las condiciones de operación.

En la tabla 6.14 se presentan los valores típicos para cada uno de los parámetros considerados como menos sensibles en el modelo utilizado.

6. Discusión de Resultados

Tabla 6.14. Valores propuestos en el modelo bajo condiciones anóxicas para los parámetros menos sensibles.

Parámetro	Unidades	Valor típico
K_h	d^{-1}	3.0
η_{fe}	--	0.4
K_{LO2}	$g\ O_2/m^3$	0.2
K_{LNO3}	$g\ N-NO_3/m^3$	0.5
K_X	$g\ DQO-X_S/(g\ DQO-X_H)$	0.1
K_{HO2}	$g\ O_2/m^3$	0.2
K_{HA}	$g\ DQO/m^3$	4.0
K_{HNH4}	$g\ N-NH_4^+/m^3$	0.05
K_{HP}	$g\ P/m^3$	0.01
K_{HNO3}	$g\ N-NO_3^-/m^3$	0.5
K_{HALC}	$mol\ HCO_3^-/m^3$	0.1
b_A	d^{-1}	0.15
K_{PALC}	$mol\ HCO_3^-/m^3$	0.1
b_{PAO}	d^{-1}	0.2
b_{PP}	d^{-1}	0.2
b_{PHA}	d^{-1}	0.2
K_{GALC}	$mol\ HCO_3^-/m^3$	0.1
b_{GAO}	d^{-1}	0.08
b_{GLU}	d^{-1}	0.08
b_{PHA}	d^{-1}	0.08

El modelo simplificado así obtenido está basado en el ASM2d, y debido a las simplificaciones realizadas, puede ser resuelto matemáticamente. Como resultado de estas simplificaciones se obtuvo un sistema de seis ecuaciones diferenciales. Estas ecuaciones diferenciales son las que se presentan a continuación.

Desnitrificación con S_F

$$\left(\frac{dS_{NO_3}}{dt} \right)_{SF} = -q_{NO_3-SF} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot X_H \quad [6.11]$$

Desnitrificación con S_A

$$\left(\frac{dS_{NO_3}}{dt} \right)_{SA} = -q_{NO_3-SA} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_A}{K_{HA} + S_A} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot X_H \quad [6.12]$$

Desnitrificación con sustrato endógeno

$$\left(\frac{dS_{NO_3}}{dt} \right)_{end} = -q_{NO_3-end} \cdot X_H \quad [6.13]$$

Consumo de S_F

$$\frac{dS_F}{dt} = -q_{SF} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot X_H \quad [6.14]$$

Consumo de S_A

$$\frac{dS_A}{dt} = -q_{SA} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_A}{K_{HA} + S_A} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot X_H \quad [6.15]$$

Crecimiento anóxico

$$\frac{dX_H}{dt} = \left(Y_{HA} \cdot q_{SA} \cdot \frac{S_A}{K_{HA} + S_A} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} + Y_{HF} \cdot q_{SF} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} - b_H \cdot \frac{K_{NO_3} + S_{NO_3}}{S_{NO_3}} \right) \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot X_H \quad [6.16]$$

Existiendo además las siguientes relaciones entre variables

$$q_{NO_3-SF} = q_{SF} \cdot \frac{1 - Y_{HF}}{2.86} \quad \therefore \quad q_{NO_3-SA} = q_{SA} \cdot \frac{1 - Y_{HA}}{2.86} \quad [6.17]$$

El sistema de ecuaciones así propuesto tiene seis variables: las velocidades de consumo de S_A y S_F (q_{SA} y q_{SF} respectivamente), la velocidad de desnitrificación en condiciones endógenas (q_{NO_3-end}), los coeficientes de crecimiento con S_A y S_F (Y_{HA} e Y_{HF} respectivamente) y el coeficiente de saturación para el crecimiento con S_A (K_{HA}), y seis ecuaciones, por lo que puede ser resuelto matemáticamente.

El algoritmo matemático utilizado para la resolución de todas las ecuaciones consiste en primer lugar en determinar la velocidad de desnitrificación con sustrato endógeno q_{NO_3-end} , a partir del experimento realizado sin aporte de S_{DQO} , experimento

6. Discusión de Resultados

“blanco”. Al igual que en condiciones aerobias, los microorganismos presentes en el fango utilizarán parte de los nitratos presentes en el agua para realizar la oxidación de los sustratos generados como consecuencia de la lisis celular (consumo endógeno). Los microorganismos que consumen nitratos en condiciones endógenas en este experimento son las bacterias desnitrificantes convencionales. El parámetro $q_{\text{NO}_3\text{-end}}$ representa un valor globalizado de la velocidad de los procesos individuales de lisis de las bacterias heterótrofas convencionales, PAO, GAO y autótrofas, hidrólisis de los sustratos generados y oxidación de los mismos con nitratos por parte de las bacterias heterótrofas, es decir, cualquier consumo de nitrato no asociado a la desnitrificación debida al consumo de S_A o S_F .

Una vez determinada esta velocidad de consumo de nitratos en condiciones endógenas, se suponen unos valores iniciales, los valores típicos propuestos en el modelo ASM2d y el modelo de Manga y col., para el resto de parámetros implicados. Mediante un método iterativo se van resolviendo todas las ecuaciones diferenciales para cada uno de los experimentos realizados con diferentes sustratos. De este modo se va modificando el valor de los parámetros más sensibles, hasta obtener un error mínimo entre los resultados experimentales y los propuestos por el modelo, siendo los valores de los parámetros que conducen al valor mínimo del error los que mejor describen la cinética y la estequiometría del proceso.

6.7.2 RESULTADOS DEL AJUSTE. VELOCIDADES DE DESNITRIFICACIÓN

Una vez conocidos los valores de estos parámetros fue posible determinar como se produce la desnitrificación de cada una de las fracciones de la S_{DQO} de las diferentes aguas residuales industriales estudiadas, la velocidad de consumo de cada una de las fracciones de la S_{DQO} presentes (S_A y S_F) en cada uno de los experimentos y los coeficientes de producción de biomasa desnitrificante Y_H cuando se utiliza S_A y cuando se utiliza S_F .

En la figura 6.64 se presentan los resultados obtenidos en el experimento de referencia blanco y la curva obtenida mediante ajuste. En este experimento no se produjo acumulación de nitritos, por lo que se representan únicamente la evolución de la concentración de nitratos a lo largo del tiempo.

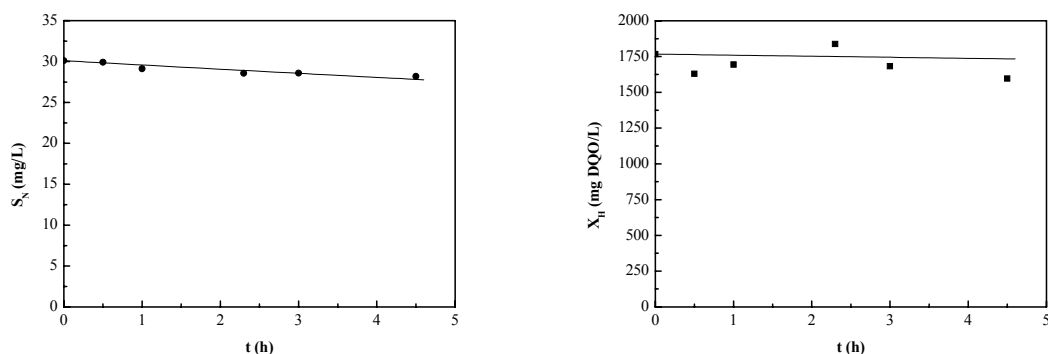


Figura 6.64. Evolución de las concentraciones de S_{N-NO3} (●) y X_H (■) en el experimento de referencia blanco. La línea indica el ajuste con el modelo.

Como resultado de este ajuste se obtuvo la velocidad máxima de desnitrificación con sustrato endógeno, siendo su valor de $0.3 \text{ mg } S_{N-NO3}/(\text{g DQO} \cdot X_H \cdot \text{h})$. Este valor es ligeramente inferior al obtenido por otros autores (Katarzyna y Klapwijk, 1999) lo que podría ser debido a que en nuestro caso el cultivo de fangos presenta un porcentaje menor de microorganismos desnitrificantes. La constante de muerte para los microorganismos heterótrofos obtenidos en este experimento fue de 0.39 d^{-1} , este valor es muy similar al propuesto en el modelo ASM2d, que es de 0.40 d^{-1} . La concentración de la biomasa heterótrofa se determinó por diferencia entre la concentración total de sólidos suspendidos volátiles y las concentraciones de bacterias PAO y GAO, obtenidas en el apartado 6.4, y el valor típico para la concentración de bacterias autótrofas (Cortacans, 2000).

La figura 6.65 muestra los resultados del experimento de referencia realizado con acetato y las curvas representativas del ajuste al modelo.

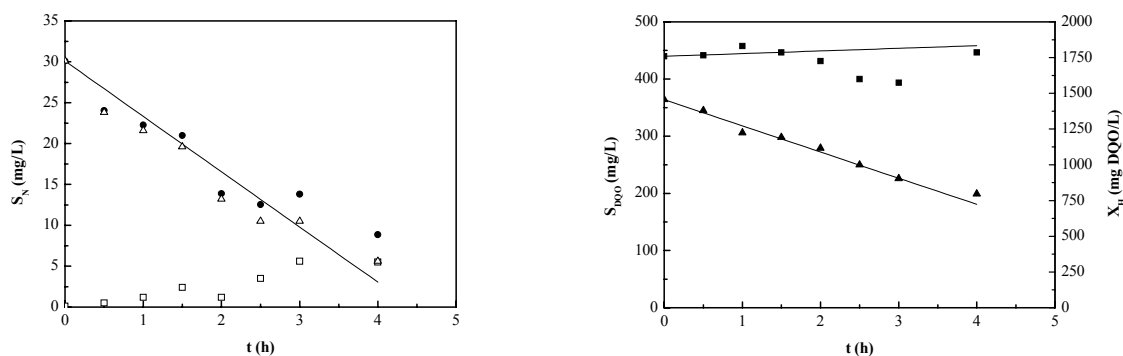


Figura 6.65. Evolución de las concentraciones de S_{N-NO3} (△), S_{N-NO2} (□), $S_{N-Corregido}$ (●), X_H (■) y S_{DQO} (▲) en el experimento de referencia realizado con acetato como sustrato. Las líneas indican el ajuste al modelo propuesto.

6. Discusión de Resultados

Con el ajuste de los resultados obtenidos en el experimento realizado con acetato, podemos determinar su velocidad de consumo, la velocidad de desnitrificación y el valor del coeficiente de producción de biomasa Y_H . En este experimento, la velocidad de consumo de sustrato fue de $24.7 \text{ mg } S_{DQO}/(\text{g } DQO \cdot X_H \cdot h)$, siendo la velocidad de desnitrificación de $3.4 \text{ mg } S_{N-NO_3}/(\text{g } DQO \cdot X_H \cdot h)$. Ambos valores son ligeramente superiores a los obtenidos por Katarzyna y Klapwijk en 1999 en experimentos muy similares lo que puede ser debido a que nuestro cultivo de fangos está aclimatado al consumo de este sustrato, ya que es adicionado diariamente a los reactores discontinuos secuenciales que se utilizan para el mantenimiento del fango a escala de laboratorio.

Por otro lado, a partir de los datos de velocidades de consumo de S_{DQO} y de S_{N-NO_3} se puede determinar el valor del coeficiente de rendimiento de producción de biomasa, ecuación [6.18], cuyo valor fue de $0.6 \text{ mg } DQO \cdot X_H / \text{mg } S_{DQO}$, en el experimento realizado con acetato.

$$\frac{dS_{DQO}}{dt} = \frac{2.86}{1 - Y_H} \cdot \frac{dS_{N-NO_3}}{dt} \quad [6.18]$$

Los resultados obtenidos en estos experimentos de referencia nos servirán para determinar las velocidades mínimas y máximas de consumo de S_{DQO} y desnitrificación que podrán ser alcanzadas con los sustratos presentes en los vertidos industriales.

Como ya se comentó en el apartado 6.7.1, sobre el modelo ASM2d se introdujo una modificación, que consiste en la posibilidad de que cada una de las fracciones de la S_{DQO} , (S_A y S_F), sea consumida a una velocidad diferente en condiciones anóxicas. El ajuste de los resultados experimentales se realizó simultáneamente para todas las aguas residuales investigadas, de modo que las velocidades de consumo de cada una de estas fracciones, S_A y S_F , de la S_{DQO} fuese la misma independientemente del tipo de agua.

En la figura 6.66 se muestran los datos experimentales de consumo de S_{DQO} y de generación de biomasa X_H , y se comparan con las curvas de consumo de S_{DQO} y de crecimiento de X_H teóricas obtenidas con el modelo para cada uno de las aguas residuales industriales utilizadas, observándose que el modelo reproduce aceptablemente bien los resultados experimentales. Además, se puede observar la evolución de las dos fracciones S_A y S_F una vez resuelto el sistema de ecuaciones del modelo.

6. Discusión de Resultados

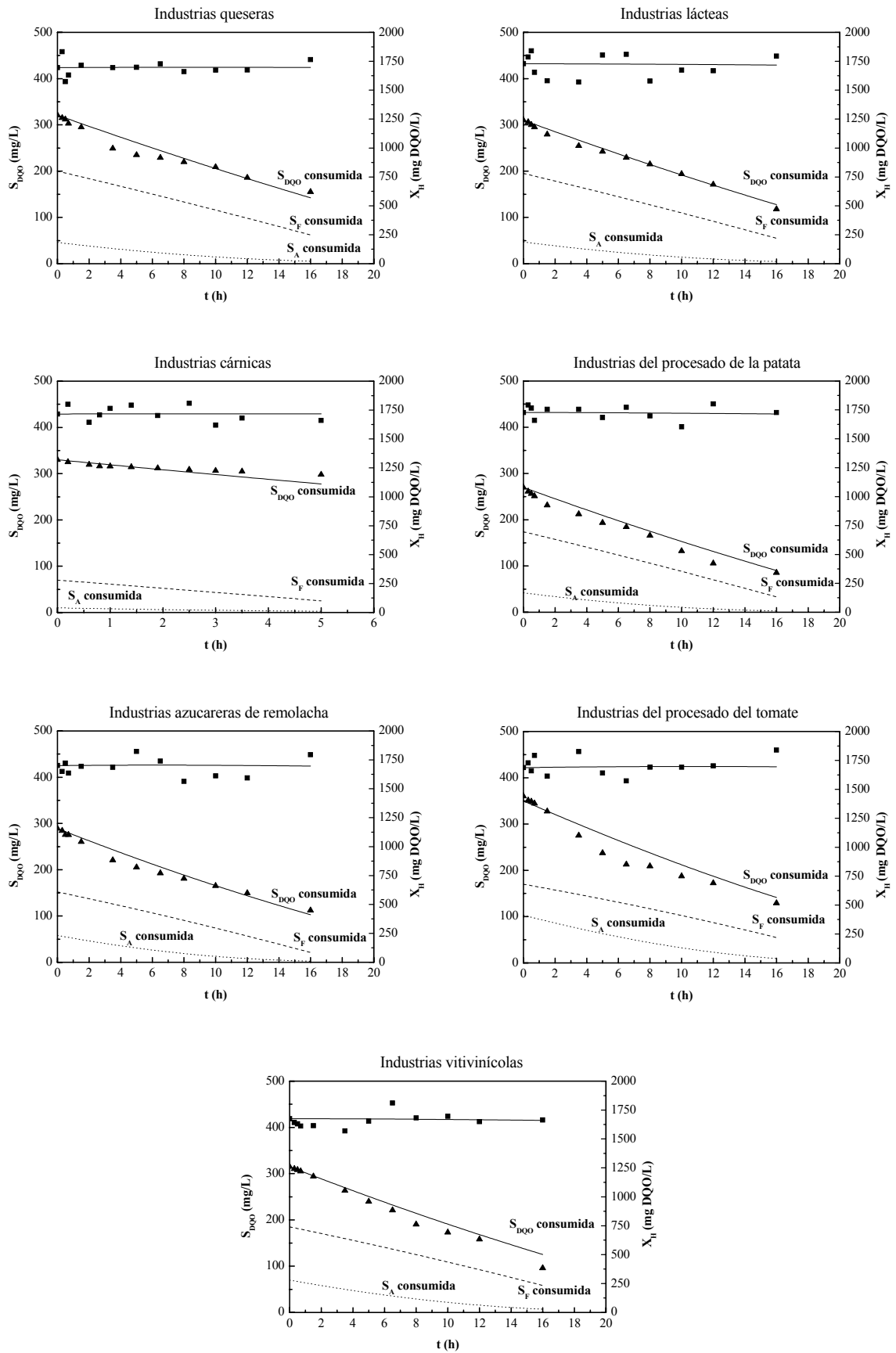


Figura 6.66. Evolución de las concentraciones de S_{DQO} (▲) y X_H (■) en los experimentos realizados con aguas residuales industriales. Las líneas indican el ajuste del modelo propuesto.

6. Discusión de Resultados

En la tabla 6.15 se presentan los resultados del ajuste de las velocidades de consumo de las fracciones S_A y S_F , que como se dijo anteriormente son las mismas para todas las aguas residuales estudiadas.

Tabla 6.15. Velocidades específicas máximas de consumo de sustrato en condiciones anóxicas.

<i>Sustrato</i>	<i>Velocidad de consumo</i> <i>(mg S_{DQO}/(g DQO-X_H·h))</i>
S_A	14.6
S_F	5.4

Esto significa que podemos abstraer cada una de las aguas residuales industriales estudiadas como una combinación, en distintas proporciones, de las fracciones S_A y S_F , y que la velocidad de desnitrificación, cuando se usa una de estas aguas residuales, dependerá únicamente de la proporción entre ambas fracciones.

También se determinó el valor del coeficiente de saturación para el crecimiento con S_A , obteniéndose un valor de 5 mg S_{DQO} /L en todos los experimentos, valor muy similar al propuesto por el modelo ASM2d que es de 4 mg S_{DQO} /L.

La figura 6.67 muestra los resultados experimentales del consumo de nitrógeno en el proceso de desnitrificación. La misma figura muestra, además, los resultados del ajuste de dicho proceso al modelo. Se aprecia un buen ajuste con los datos experimentales, y se observa que la velocidad de este proceso fue diferente para cada una de las aguas residuales industriales estudiadas. Además, a partir de los datos de velocidades de consumo de S_{DQO} y $S_{N-Corregido}$ se determinó el valor del coeficiente de rendimiento de producción de biomasa, cuando se utilizan nitratos como aceptores de electrones, utilizando la ecuación 6.18.

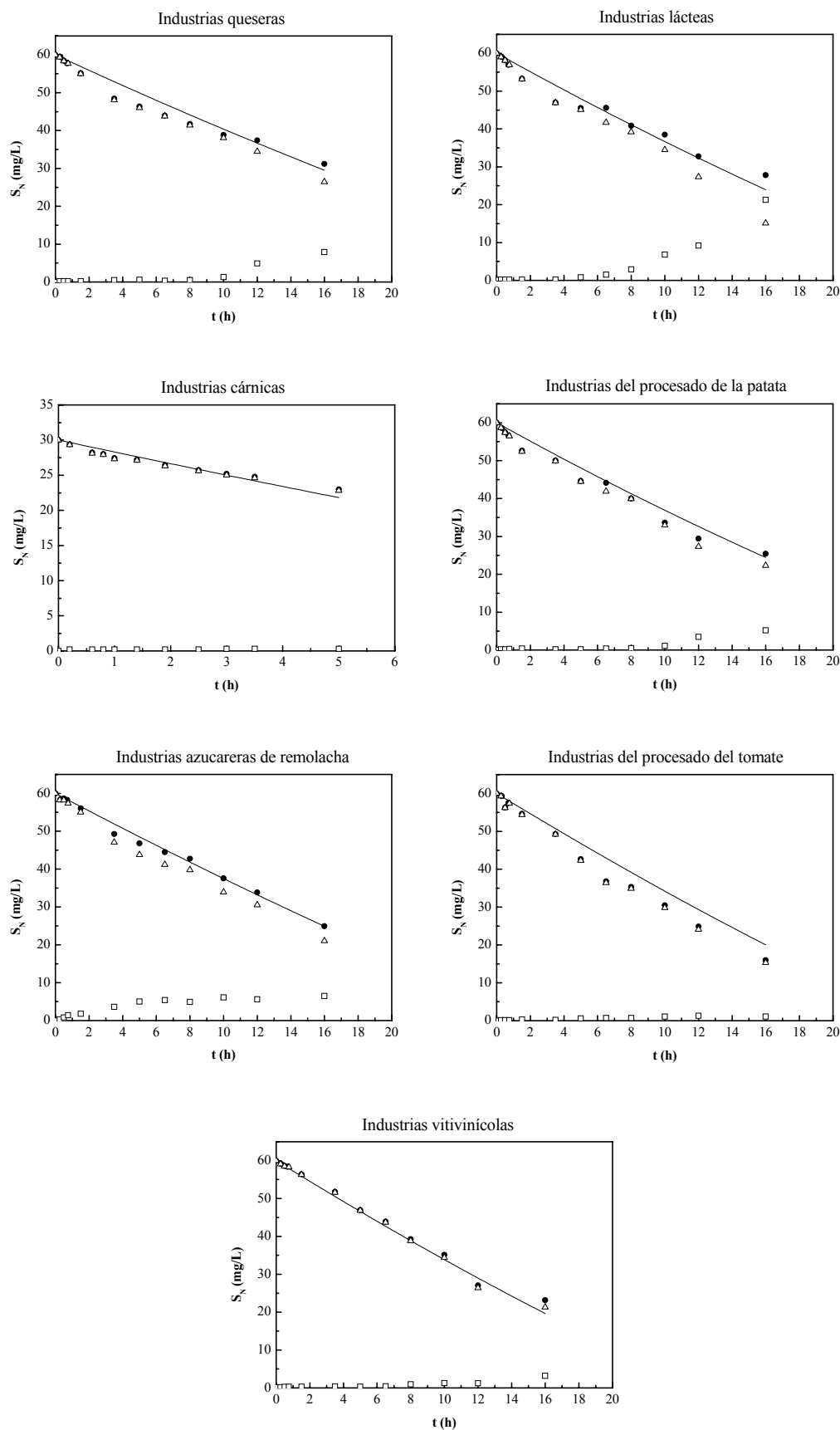


Figura 6.67. Evolución de las concentraciones de S_{N-NO_3} (Δ), S_{N-NO_2} (\square) y $S_{N-Corregido}$ (\bullet) en los experimentos realizados. Las líneas indican el ajuste del modelo a los datos experimentales de $S_{N-Corregido}$.

6. Discusión de Resultados

En la tabla 6.16 se presentan los resultados del ajuste de las velocidades de consumo de los nitratos durante la oxidación de las fracciones S_A y S_F , junto con el valor del coeficiente de producción de biomasa determinado mediante la formula 6.18.

Tabla 6.16. Valor de la velocidad de desnitrificación y el parámetro Y_H .

<i>Sustrato</i>	<i>Fracción</i>	<i>Velocidad de desnitrificación (mg S_{N-NO_3}/(g DQO-X_H·h))</i>	<i>Y_H (mg S_{DQO}/mg DQO-X_H)</i>
Industrias queseras	S_A	2.00	0.60
	S_F	0.66	0.65
Industrias lácteas	S_A	2.55	0.50
	S_F	0.76	0.60
Industrias cárnicas	S_A	1.94	0.62
	S_F	0.57	0.70
Industrias procesado patata	S_A	2.55	0.50
	S_F	0.85	0.58
Industrias azucareras de remolacha	S_A	1.58	0.69
	S_F	0.87	0.54
Industrias procesado del tomate	S_A	1.88	0.63
	S_F	0.92	0.51
Industrias vitivinícolas	S_A	2.14	0.58
	S_F	0.81	0.57

Se puede llegar a la conclusión de que cada uno de los sustratos presenta una velocidad diferente de desnitrificación, y que cada una de las dos fracciones de los sustratos estudiados presenta un valor diferente para el parámetro Y_H .

Comparando el valor del parámetro Y_H bajo condiciones aerobias y anóxicas, se observa que es inferior cuando se utilizan nitratos en lugar de oxígeno como aceptor de electrones. Esto indica que los procesos de oxidación con nitratos presentan, en general un menor rendimiento que los procesos aerobios, lo que repercute sobre la producción de biomasa. Esta discrepancia entre el rendimiento de producción de biomasa en

condiciones aerobias y anóxicas ha sido constatados en otras investigaciones realizadas anteriormente (Kuba y col., 1996a; Maurer y Gujer, 1998).

Las velocidades de desnitrificación alcanzadas en los experimentos realizados con los distintos vertidos industriales fueron similares a las obtenidas en otras investigaciones con aguas residuales urbanas convencionales (Mattsson, 1997 y Bolzonella y col., 2001) lo que indica que la desnitrificación puede llevarse a cabo de forma similar con ambos tipos de agua. Esta semejanza, en lo que a la desnitrificación respecta, entre las aguas residuales urbanas y las aguas residuales industriales estudiadas, haría que un posible vertido de éstas no tuviese una gran influencia sobre los procesos de desnitrificación. A continuación, figura 6.68 se presentan las velocidades específicas máximas (q_{NO_3}) de desnitrificación medias, obtenidas en cada uno de los experimentos haciendo una media ponderada según la proporción S_A/S_F de cada vertido industrial. Además, se ha sombreado el intervalo típico de velocidades de desnitrificación, obtenidas en los procesos realizados con aguas residuales urbanas convencionales.

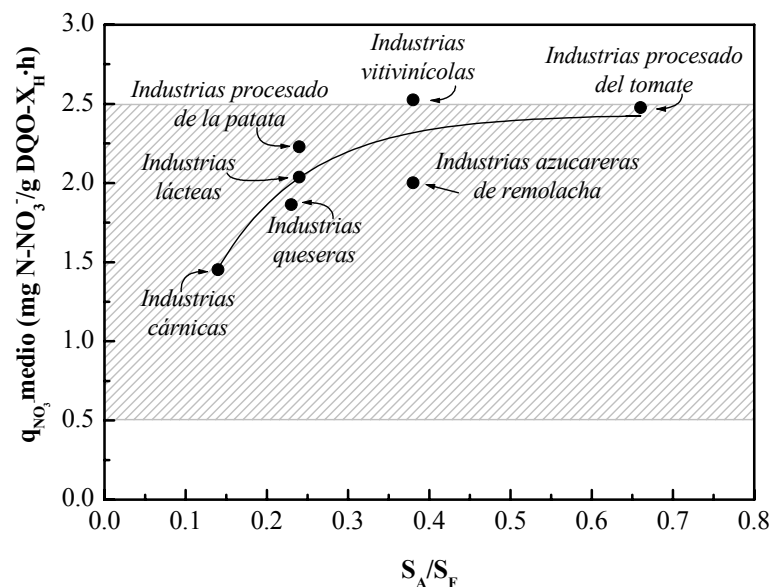


Figura 6.68. Relación entre las velocidades de desnitrificación medias y la relación S_A/S_F de cada una de las aguas residuales industriales estudiadas. La franja gris indica el intervalo típico de las aguas residuales urbanas.

6. Discusión de Resultados

Analizando las velocidades medias de desnitrificación obtenidas con los sustratos presentes en las aguas residuales industriales estudiadas (figura 6.68), se observa que al aumentar la relación S_A/S_F aumenta la velocidad de desnitrificación media. Además, para una misma relación S_A/S_F se observan ligeras variaciones en las velocidades de desnitrificación, esto es debido a que cada uno de los sustratos presentes en las fracciones S_A y S_F de cada una de las aguas residuales industriales estudiadas pueden tener distinta composición química y presentan distintos coeficientes Y_H . Debido a estos motivos las aguas residuales más adecuadas para desnitrificar serían las aguas residuales procedentes de industrias del procesado del tomate y las industrias vitivinícolas, mientras que las menos adecuadas serían las aguas residuales procedentes de las industrias cárnicas y queseras.

6.8 ESTUDIO EN PLANTA PILOTO DE LA INFLUENCIA DE LOS VERTIDOS INDUSTRIALES

Durante la operación de la planta piloto, cuando ésta funcionaba en continuo tratando agua residual urbana típica y con las condiciones de operación óptimas, se produjeron una serie de vertidos industriales no controlados con una duración aproximada entre 1 y 2 meses cada uno cuyo efecto sobre el proceso de eliminación biológica de nutrientes se estudió. Además, para completar dicho estudio se llevaron a cabo tres experimentos adicionales en los que se realizaron, de forma controlada, vertidos de agua residual industrial sintética procedentes de industrias queseras, lácteas y vitivinícolas respectivamente. La DQO aportada con estos tres vertidos de aguas residuales industriales fue de aproximadamente 16.8 g/h.

A lo largo de la duración de cada uno de los experimentos se determinaron las características del agua residual influente (C_{DBO5} , X_{SS} , C_{NT} , C_{DQO} , C_{PT} , S_{N-NH4} , S_{DQO} y S_A) incluyendo las del agua residual urbana típica que se utilizaría como referencia, el agua tratada (S_{DBO5} , X_{SS} , S_{NT} , S_{DQO} y S_{PT}) y el fango activo (X_{SS} , SSV , X_{PT}). Los resultados de estos experimentos se muestran en las tablas 5.36 a 5.42.

Cuando se produce momentáneamente un vertido industrial, las características del agua residual alimentada a la planta piloto se modifican, modificación que afecta a corto

plazo a los procesos de eliminación de contaminantes durante el tiempo que dura esta perturbación. Pero si estos vertidos se mantienen durante largos periodos de tiempo, se producen modificaciones en la población de microorganismos del fango activo y por tanto un cambio irreversible en el proceso (Heijnen, 2002). A continuación se discute la influencia de este tipo de vertidos sobre el proceso de depuración de aguas residuales urbanas con eliminación biológica de nutrientes. La evolución de la población de microorganismos del fango activo puede ser determinada por análisis FISH (*Fluorescence In Situ Hybridization*), sin embargo, debido a la imposibilidad de realizar estos análisis en el momento en que se realizaron los experimentos, se determinó la población de un modo aproximado mediante simulación matemática del proceso cuando éste funcionaba en estado estacionario.

6.8.1 EFECTO SOBRE LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO

En la figura 6.69 se muestran los porcentajes de eliminación de fósforo y la concentración de fósforo en el agua tratada cuando se producen los vertidos de aguas residuales industriales a la planta piloto. Además, en esta gráfica se han sombreado el intervalo típico de porcentajes de eliminación de fósforo y la concentración de fósforo en el agua tratada cuando se trató el agua residual urbana de referencia con las condiciones óptimas de operación, a fin de establecer la comparación correspondiente.

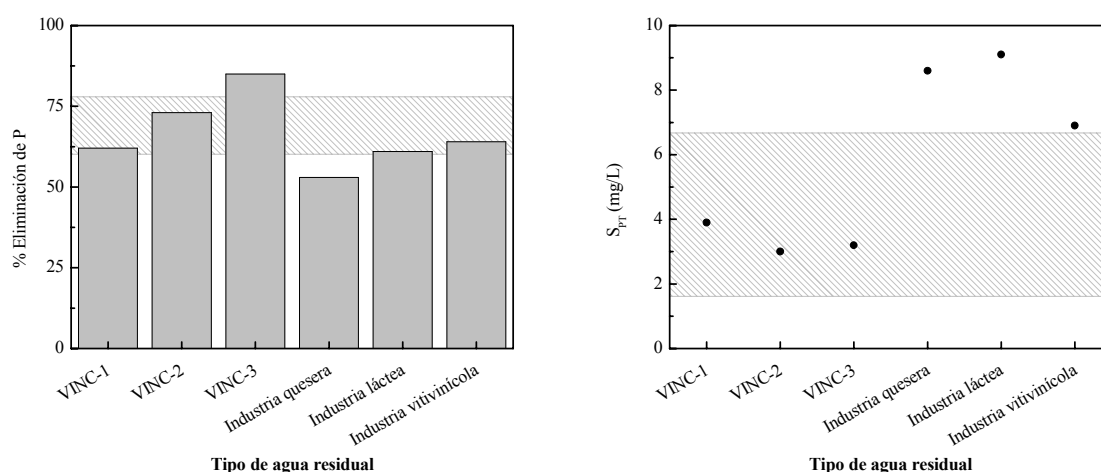


Figura 6.69. Efecto del vertido de distintos tipos de aguas residuales industriales sobre el porcentaje de eliminación de fósforo (diagrama de barras) y la concentración media de fósforo en el agua tratada (●).

6. Discusión de Resultados

Teniendo en cuenta los porcentajes observados en esta figura, se puede deducir que existió eliminación biológica de fósforo a pesar del vertido de aguas residuales industriales, ya que la cantidad de fósforo eliminada del agua fue superior a la incorporada en la estructura celular de las bacterias de un fango activo convencional. Por otro lado, los porcentajes de eliminación fueron variables, estando la concentración de fósforo en el agua tratada afectada de un modo apreciable por las características de las aguas residuales alimentadas.

En el caso del vertido de aguas residuales no controlado, VINC-1, se observa un ligero empeoramiento en la eliminación biológica de fósforo. Esto puede ser debido a que estas aguas se caracterizaron por un elevado contenido en nitrógeno. Este hecho originó la presencia de grandes concentraciones de nitratos en el compartimento anaerobio, con los inconvenientes que esto provoca como ya se discutió en el apartado 6.3.1. Además, al tratarse de una situación prolongada en el tiempo, el vertido de aguas residuales con estas características favorecería el desarrollo de bacterias DNPAO, que pueden degradar los PHA acumulados en la etapa anaerobia utilizando nitratos como aceptor de electrones. Cuando se produce la degradación de los PHA acumulados en el interior de las bacterias, utilizando nitratos como aceptor de electrones, el rendimiento energético y celular es inferior al obtenido cuando se utiliza oxígeno, por lo que para una misma cantidad de sustrato acumulado en forma de PHA en la etapa anaerobia, se producirá un menor crecimiento celular y una menor eliminación de fósforo del agua. La combinación de estos dos factores: reducción del sustrato accesible a las bacterias PAO y modificaciones en la población de microorganismos presentes en el cultivo, es lo que hace que se alcancen peores eliminaciones de fósforo cuando se producen vertidos industriales de estas características.

En el caso de los vertidos de aguas residuales industriales VINC-2, la eliminación de fósforo fue semejante a la realizada cuando se trata agua residual urbana típica. La principal característica de esta agua residual es su elevada concentración de DQO. En principio, dada esta situación, cabría esperar una mejora en la eliminación biológica de fósforo que, sin embargo, no se produce. Esto podría explicarse teniendo en cuenta que aunque la elevada concentración de DQO aporta una cantidad extra de productos de fermentación (S_A), lo que favorecería el desarrollo de las bacterias PAO, el vertido de aguas residuales con elevadas relaciones DQO/P favorecen el desarrollo de las bacterias conocidas como GAO.

Cuando se produjo el vertido de aguas residuales industriales VINC-3, la eliminación de fósforo fue superior a la obtenida cuando se trata agua residual urbana típica. Esto podría explicarse teniendo en cuenta la elevada concentración de AGV en este tipo de aguas residuales, ya que provienen de una descarga de los digestores de fangos de la EDAR, durante el mantenimiento de éstos. Este aporte suplementario de AGV mejora la eliminación del fósforo contenido en el agua y favorece el desarrollo de la población de bacterias PAO.

Los vertidos de aguas residuales de industrias queseras, lácteas y vitivinícolas empeoraron significativamente la eliminación biológica de fósforo. Esto pudo ser debido a que, como se vio anteriormente (apartado 6.6.3), a pesar de ser sustratos fácilmente biodegradables, los sustratos contenidos en estas aguas residuales no son fácilmente acumulables por las bacterias PAO, lo que limita la proliferación de estas bacterias. Es decir, nuevamente se comprueba que apreciables concentraciones de S_A en las aguas residuales industriales no implican la presencia de AGV acumulables por las bacterias PAO. Se supone que, cuando se realizan estos vertidos controlados de aguas residuales industriales y se incrementa la DQO del agua alimentada a la planta piloto, lo que realmente se favorece es el desarrollo de otras bacterias que no presentan la capacidad de acumular polifosfatos (bacterias GAO). Esto se comprobará más adelante (apartado 6.8.4) cuando se estudie, de un modo aproximado, la evolución de la población de microorganismos del fango activo cuando se producen vertidos industriales

6.8.2 EFECTO SOBRE LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO

El efecto del vertido de aguas residuales industriales sobre la eliminación biológica de nitrógeno se muestra en la figura 6.70. En dicha figura se observa que los vertidos industriales VINC-1, VINC-2 y los vertidos de industrias vitivinícolas mejoran el porcentaje de la eliminación biológica de nitrógeno, sin embargo, el resto de los vertidos industriales estudiados no causan este efecto.

6. Discusión de Resultados

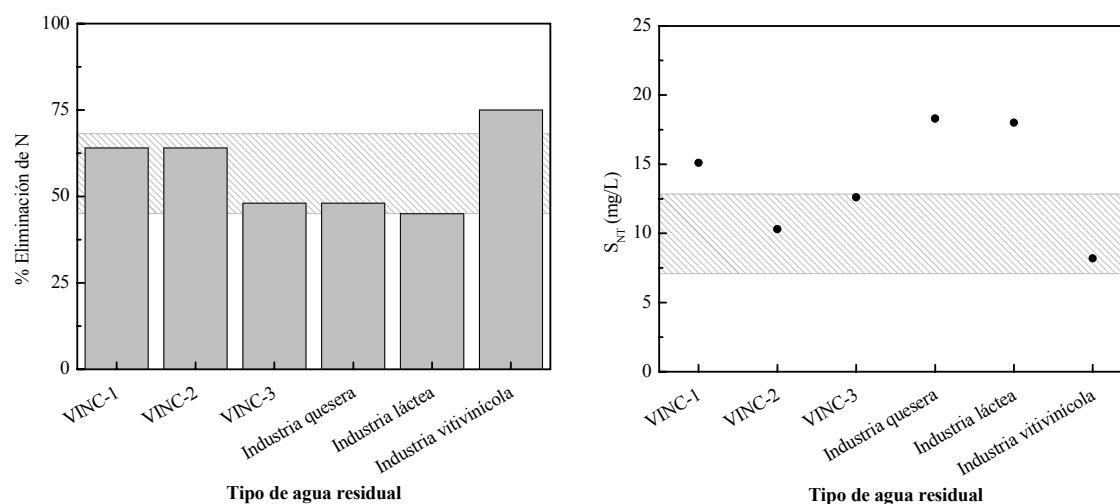


Figura 6.70. Efecto del vertido de distintos tipos de aguas residuales industriales sobre el porcentaje de eliminación de nitrógeno (diagrama de barras) y la concentración media de nitrógeno en el agua tratada (●).

En el caso del vertido VINC-1, la mejora en la eliminación del nitrógeno puede deberse a que la elevada concentración de nitrógeno en el agua influente favorezca el desarrollo tanto de las bacterias nitrificantes como de las desnitrificantes. La mejora observada cuando se produjeron los vertidos VINC-2, VINC-3 y de industrias vitivinícolas pudo ser debida a que estos vertidos aportan una gran cantidad de sustratos biodegradables que pueden ser utilizados en los procesos de desnitrificación, incrementándose, por tanto, la eliminación biológica por este mecanismo. Cabe destacar la mejora que se obtuvo con el vertido de aguas residuales de las industrias vitivinícolas. Como se vio anteriormente (apartado 6.7), los sustratos presentes en este tipo de aguas residuales son muy biodegradables, y presentan elevadas velocidades de desnitrificación, superiores a las obtenidas con las aguas residuales urbanas típicas.

En el resto de los vertidos estudiados se observó un ligero empeoramiento, pero poco importante. Esto pudo ser debido a que las aguas residuales de las industrias lácteas y queseras no modifican de forma importante la carga de N, y presentan características y velocidades de desnitrificación similares a las de las aguas residuales urbanas, como se vio anteriormente (apartado 6.7), por lo que apenas se modificaron los procesos de eliminación biológica de nitrógeno.

6.8.3 EFECTO SOBRE LA ELIMINACIÓN DE DQO

Los vertidos industriales apenas tuvieron influencia sobre la eliminación de DQO del agua residual, a pesar de las diferentes cargas orgánicas tratadas en la planta piloto, presentándose en todos los casos porcentajes de eliminación similares a los obtenidos cuando se realiza el tratamiento de aguas residuales urbanas típicas.

Los porcentajes de eliminación de DQO y la concentración de este parámetro en el agua tratada, en cada uno de los experimentos realizados en continuo en la planta piloto se presentan en la figura 6.71.

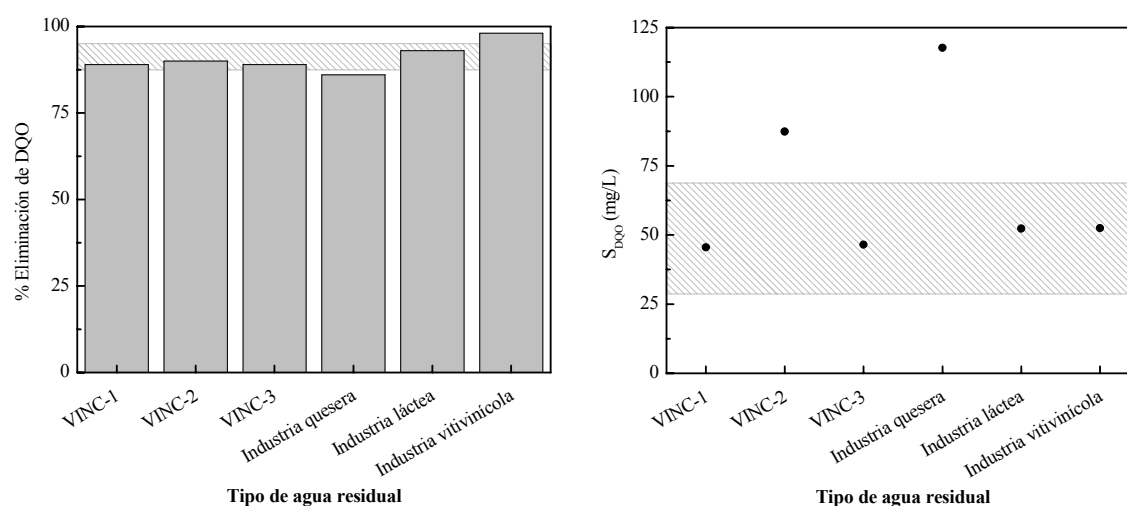


Figura 6.71. Efecto del vertido de distintos tipos de aguas residuales industriales sobre el porcentaje de eliminación de DQO (diagrama de barras) y la concentración media de DQO en el agua tratada (●).

Los porcentajes de eliminación de DQO fueron similares a los obtenidos con aguas residuales urbanas típicas, debido a que los vertidos industriales presentaban una elevada biodegradabilidad. La DQO del agua residual efluente estaba compuesta principalmente de sustratos inertes, lo que indica que el proceso utilizado era muy estable y presentaba una buena eficacia.

6. Discusión de Resultados

6.8.4 EFECTO SOBRE LA POBLACIÓN DE MICROORGANISMOS PRESENTES EN EL FANGO ACTIVO

Como se indicó anteriormente, no fue posible evaluar la población de microorganismos presentes en el fango activo mediante análisis FISH. Debido a este motivo, se realizó la evaluación, de un modo aproximado, realizando simulaciones del proceso llevado a cabo. Para realizar las simulaciones se utilizó el simulador Aquasim 2.0 (Reichert, 1998), y el modelo ASM2d al que se le incluyeron todos los procesos relacionados con las bacterias GAO propuestos por Manga y col. en 2001 (apartado 4.4.2b *Influencia de los vertidos de agua residual industrial*). Sobre el modelo resultante se realizaron tres modificaciones:

- a) Los procesos de hidrólisis del modelo ASM2d fueron modificados para tener en cuenta la contribución de las bacterias PAO y GAO. De este modo se consigue evitar la acumulación de sustratos particulados, provenientes de los procesos de lisis e hidrólisis celular, cuando la población de bacterias PAO y GAO supera la de los microorganismos heterótrofos.
- b) El modelo de Manga y col., en el que se tienen en cuenta los procesos relacionados con las bacterias GAO, fue modificado para tener en cuenta la influencia de la alcalinidad en el proceso de almacenamiento aerobio de glucógeno por parte de las bacterias GAO.
- c) A pesar de que el modelo propuesto por Manga y col. contempla la posibilidad de desnitrificación por parte de las bacterias GAO, esta posibilidad se desestimó debido a los resultados obtenidos en la calibración realizada por estos investigadores.

En el apéndice se presentan las ecuaciones cinéticas, y los valores típicos de los parámetros cinéticos y los coeficientes estequiométricos del modelo utilizado. La tabla 6.17 muestra esquemáticamente los procesos descritos en el modelo utilizado.

Tabla 6.17. Procesos descritos y microorganismos del modelo utilizado.

Microorganismos	Procesos	Condiciones de operación		
		Anaerobias	Anóxicas	Aerobias
Heterótrofos, PAO y GAO	Hidrólisis	Anaerobias	Anóxicas	Aerobias
Heterótrofos	Fermentación	Anaerobias		
	Lisis	Anaerobias	Anóxicas	Aerobias
	Oxidación de DQO			Aerobias
	Desnitrificación		Anóxicas	
Autótrofos	Nitrificación			Aerobias
	Lisis	Anaerobias	Anóxicas	Aerobias
PAO	Formación de PHA	Anaerobias		
	Acumulación de P / Consumo de PHA		Anóxicas	Aerobias
	Lisis X_{PAO} , Lisis X_{PP} , Lisis X_{PHA}	Anaerobias	Anóxicas	Aerobias
GAO	Formación de PHA	Anaerobias		
	Consumo de PHA / Formación de Glucógeno			Aerobias
	Lisis X_{GAO} , Lisis X_{GLU} , Lisis X_{PHA}	Anaerobias	Anóxicas	Aerobias

El modelo propuesto fue validado durante el tratamiento del agua residual urbana típica que llega a la planta piloto, siguiendo la metodología propuesta en bibliografía (Meijer y col., 2001), obteniéndose aceptables resultados utilizando parámetros cinéticos y estequiométricos típicos del agua residual urbana según la bibliografía. Para realizar esta validación fue necesario caracterizar las aguas residuales siguiendo la metodología propuesta por “STOWA”. Los resultados de esta caracterización y de la caracterización del agua residual con vertidos industriales se presentan en la tabla 6.18.

6. Discusión de Resultados

Tabla 6.18. Caracterización del agua residual según “STOWA”.

Parámetro		Agua residual						
<i>Símbolo</i>	<i>Unidad</i>	<i>Urbana típica</i>	<i>VINC-1</i>	<i>VINC-2</i>	<i>VINC-3</i>	<i>VIC-1</i>	<i>VIC-2</i>	<i>VIC-3</i>
<i>Componentes solubles</i>								
S_F	g DQO/m ³	106.4	89.5	170.3	156.2	385.3	299.5	379.9
S_A	g DQO/m ³	28.0	23.0	41.0	150.0	32.0	25.0	36.0
S_{N-NH4}	g N/m ³	20.2	41.4	28.8	24.2	35.0	32.9	32.5
S_{N-NO3}	g N/m ³	0	0	0	0	0	0	0
S_{P-PO4}	g P/m ³	9.4	8.1	9.0	11.3	14.7	18.9	15.2
S_I	g DQO/m ³	19.6	12.5	42.7	5.9	52.1	4.6	20.1
S_{ALC}	mol/m ³	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0
<i>Componentes particulados</i>								
X_I	g DQO/m ³	179.1	96.0	365.8	3.0	268.0	262.0	312.7
X_S	g DQO/m ³	227.8	205.3	271.3	91.4	84.0	225.6	57.5
X_H*	g DQO/m ³	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
X_{PAO}*	g DQO/m ³	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
X_{PP}*	g P/m ³	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
X_{PHA}*	g DQO/m ³	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
X_{GLU}*	g DQO/m ³	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
X_{AUT}*	g DQO/m ³	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
X_{GAO}*	g DQO/m ³	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
X_{SST}	g SST/m ³	345.9	256.1	541.5	80.0	299.2	414.4	314.6

* valores típicos

La figura 6.72 muestra los resultados obtenidos tras la validación del modelo.

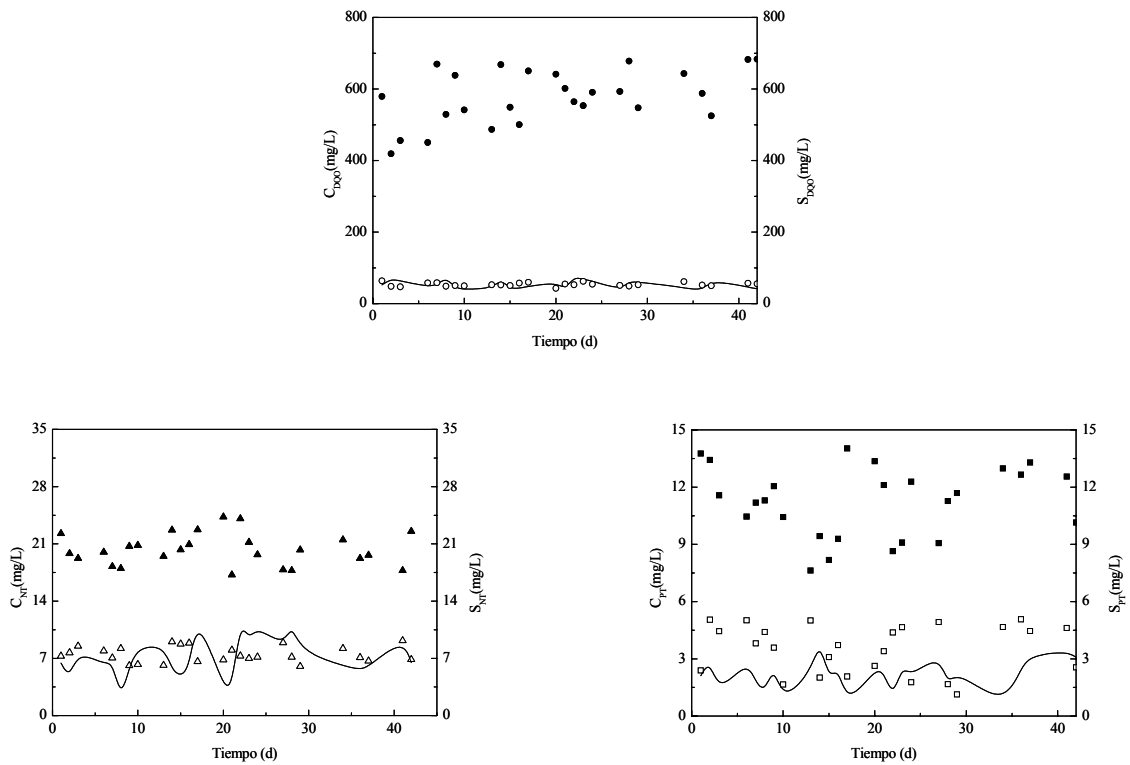


Figura 6.72. Validación de los parámetros del modelo. C_{DQO} influente (●), S_{DQO} efluente (○), C_{NT} influente (▲), S_{NT} efluente (△), C_{PT} influente (■), S_{PT} efluente (□). Las líneas indican el ajuste con el modelo.

En esta gráfica se observa como los resultados propuestos por el modelo son similares a los obtenidos experimentalmente. Como resultado de la simulación se obtuvo la población de microorganismos presentes en el fango activo cuando se trata agua residual urbana típica, estos resultados se muestran en la tabla 6.19.

Siguiendo el mismo procedimiento se realizó la simulación con los datos correspondientes a cada uno de los vertidos industriales no controlados. Para ello se utilizaron las caracterizaciones de cada una de estas aguas residuales mostradas anteriormente (tabla 6.18). El agua residual alimentada en estos experimentos no es agua residual urbana típica, sino que ha sido ligeramente modificada por vertidos industriales, esto obligaría estrictamente a realizar una nueva calibración de los parámetros cinéticos y estequiométricos del modelo. A pesar de ello, utilizando como aproximación los parámetros propios del agua residual urbana, se consiguen simulaciones aceptables que describen de forma aproximada el comportamiento real

6. Discusión de Resultados

(figura 6.73), pudiéndose obtener como resultado la correspondiente distribución de microorganismos en estado estacionario en cada uno de los experimentos.

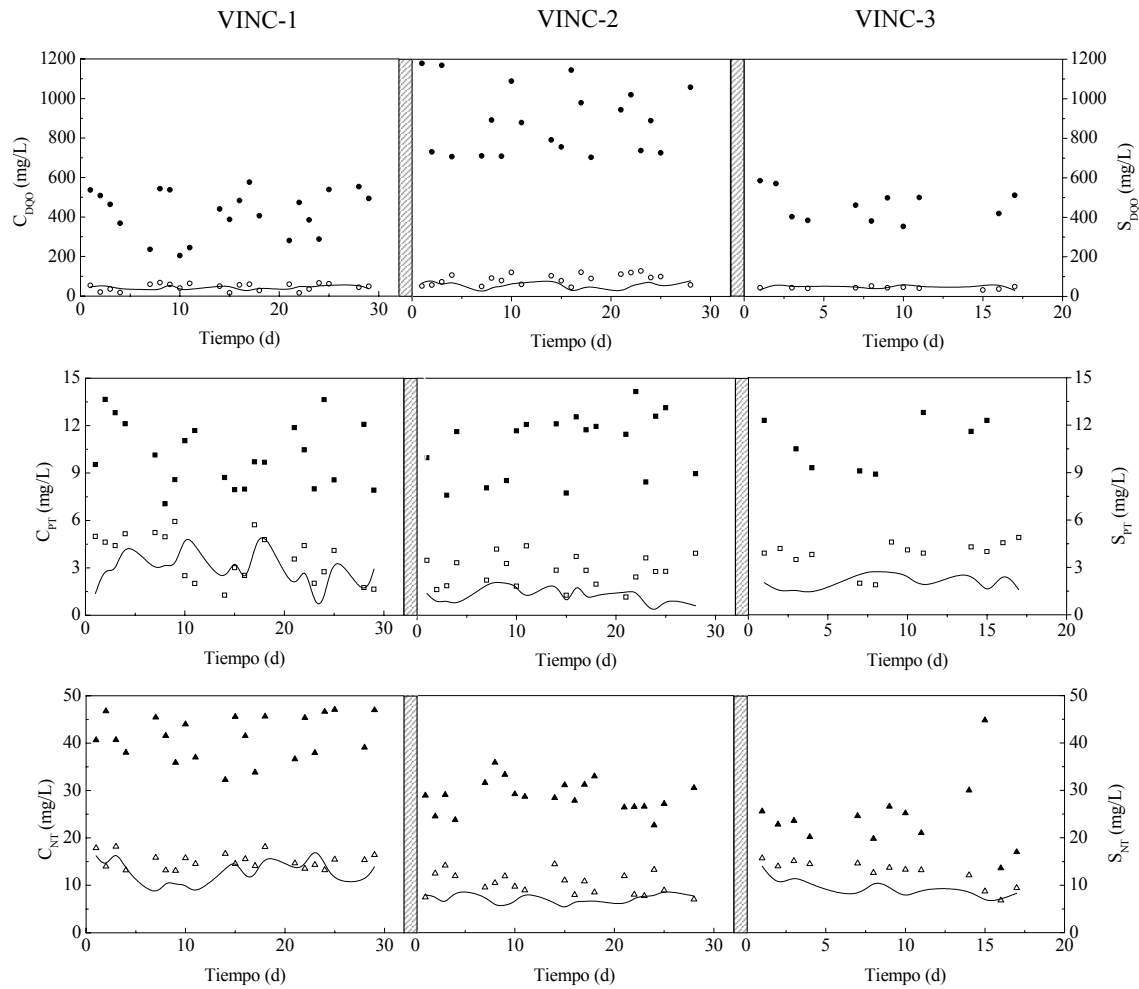


Figura 6.73. Resultados experimentales: C_{DQO} influente (●), S_{DQO} efluente (○), C_{NT} influente (▲), S_{NT} efluente (△), C_{PT} influente (■), S_{PT} efluente (□). Las líneas indican el ajuste de la concentración de cada uno de los parámetros en el agua residual efluente al modelo utilizado.

La distribución de microorganismos obtenida en cada uno de los experimentos realizados (tabla 6.19) confirma, a pesar de ser una aproximación, el efecto a largo plazo que se produce en el cultivo de fangos activos como consecuencia del cambio en las características del agua residual alimentada.

Tabla 6.19. Porcentajes de cada uno de los microorganismos presentes en el cultivo de fangos activos expresados como X_{DQO} .

Microorganismos	Experimento			
	Urbana típica	VINC-1	VINC-2	VINC-3
Autótrofos	4.6	4.7	1.9	1.4
Heterótrofos	38.7	45.1	24.4	18.6
PAO	14.2	9.6	14.1	23.1
DNPAO	13.1	19.7	12.9	21.3
GAO	29.3	20.8	46.7	35.6

Cuando se producen vertidos de aguas con un elevado contenido en nitrógeno, vertido VINC-1, se observa un incremento en la población de bacterias heterótrofas y un incremento de bacterias DNPAO. Esto puede ser debido a que ambos tipos de microorganismos presentan la posibilidad de desnitrificar. La importancia de estos procesos de desnitrificación aumentaría debido al elevado contenido en nitrógeno del agua residual. Sin embargo, la población de bacterias GAO disminuye, lo que podría ser debido a que en el modelo se ha supuesto que no presentan la posibilidad de desnitrificar, por lo que se verían en desventaja frente a los microorganismos que sí presentan esta capacidad.

El vertido de aguas residuales de elevada DQO, denominado VINC-2, produjo un incremento en la población de bacterias GAO. Esto pudo ser debido a que en este tipo de aguas hay una gran cantidad de sustratos acumulables por las bacterias GAO. Además, la baja relación P/DQO favorecería el desarrollo de las bacterias GAO. La utilización de los sustratos presentes en esta agua residual por parte de las bacterias PAO y GAO reduciría la cantidad disponible para las bacterias heterótrofas convencionales, lo que se vería reflejado en un descenso de la población de estas últimas bacterias. Algo similar sucede con el vertido VINC-3. En el caso del vertido VINC-3, el agua residual se caracteriza por una elevada concentración de AGV procedentes de los digestores de la EDAR. La elevada presencia de este tipo de compuesto favorece el desarrollo de las bacterias PAO, ya que, como se indicó en la introducción, son los utilizados por las bacterias PAO en los procesos de acumulación de sustratos en la etapa anaerobia. Este hecho hace que la población de bacterias PAO sea superior a la población típica que se presenta cuando se tratan aguas residuales

6. Discusión de Resultados

urbanas típicas.

Utilizando el mismo procedimiento, se intentó realizar la simulación del proceso en el caso de aguas residuales urbanas con vertidos industriales controlados de industrias queseras, lácteas y vitivinícolas (experimentos VIC-1, VIC-2 y VIC-3), de cara a obtener una distribución aproximada de la población de microorganismos. Se utilizó la caracterización de “STOWA” de estas aguas residuales (tabla 6.18) y los parámetros cinéticos y estequiométricos correspondientes al agua residual urbana típica, ya que no se disponía de una calibración completa de los parámetros para estas aguas residuales. Únicamente se modificaron los parámetros obtenidos para los procesos anaerobios y anóxicos en los apartados 6.6 y 6.7.

En esta ocasión, las diferencias con el agua residual urbana son más importantes que en el caso de los vertidos controlados. Como consecuencia, no se obtuvieron resultados satisfactorios que nos permitieran evaluar, aunque sólo fuera de forma aproximada, la distribución de microorganismos. Esto sugiere, como se comentará en las recomendaciones finales de este trabajo, una labor futura de investigación centrada en el estudio individual y detallado de cada tipo de agua residual y la calibración completa de sus parámetros correspondientes.

La principal diferencia con las simulaciones realizadas con las aguas residuales con vertidos industriales no controlados estuvo en que el modelo ofrecía una eficacia mucho mayor de la real en la eliminación biológica de fósforo. Esto se debe a que estas aguas poseen importantes concentraciones de productos de fermentación, que en realidad no se corresponden con importantes cantidades de AGV acumulables por las bacterias PAO, como pudo comprobarse en los experimentos de laboratorio y en la discusión realizada en el apartado 6.6. Las aguas residuales industriales alimentadas a la planta piloto en estos experimentos presentaban elevadas concentraciones de S_A , pero sin embargo bajas concentraciones de AGV, como sucede claramente en el agua residual de industrias vitivinícolas. Este hecho, elevadas concentraciones de S_A pero bajas concentraciones de AGV en las aguas residuales estudiadas, no suele presentarse en las aguas residuales urbanas, por lo que el modelo no puede predecir correctamente los resultados cuando se utilizan los parámetros típicos de las aguas residuales urbanas típicas. Por todo ello, una vez más se insiste en que el parámetro S_A no es el que definitivamente informa sobre la eficacia o viabilidad de la eliminación biológica de fósforo, sino la parte de S_A acumulable por las bacterias PAO.

Analizando los resultados obtenidos se observa que el vertido de las aguas residuales industriales sometidas a estudio apenas tienen influencia en lo que a la eliminación de DQO respecta. Por otro lado, el vertido de estas aguas tiene, en general, una influencia negativa sobre la eliminación biológica de fósforo, ya que los vertidos industriales estudiados no se caracterizan por presentar una elevada concentración de AGV, exceptuando el caso del vertido procedente de los digestores de fangos. Debido a la elevada concentración de AGV en el vertido procedente de los digestores de fangos, este tipo de aguas residuales favorece los mecanismos de eliminación biológica de fósforo, por lo que podría utilizarse para mejorar la eliminación biológica del fósforo contenido en las aguas residuales urbanas. Finalmente los vertidos estudiados se han mostrado como adecuados para la eliminación biológica de nitrógeno por el proceso de nitrificación desnitrificación, ya que la mayor parte de ellos o no influyen o mejoran el proceso de eliminación del nitrógeno, como es el caso de los vertidos VINC-1 , VINC-2 y vertido de industrias vitivinícolas. Por ello en algunos casos podría ser aconsejable realizar aportaciones de cierto tipo de vertidos industriales para mejorar la eliminación de nitrógeno del agua residual.

CONCLUSIONES

Las conclusiones que se pueden extraer del trabajo desarrollado en la presente investigación se expondrán en varios apartados siguiendo el mismo esquema que se ha desarrollado en toda la memoria.

A) Optimización del proceso en planta piloto.

1. A partir del estudio de la influencia de las distintas variables sobre el funcionamiento del proceso VIP a escala planta piloto realizado en la EDAR de Ciudad Real, se pueden observar que:

- Al aumentar el TRC se favorece la eliminación biológica de nitrógeno, mientras que para TRC bajos se favorece la eliminación biológica de fósforo. Esto hace que el valor de este parámetro deba ser un compromiso entre ambos extremos.
- Los TRH utilizados en la etapa anaerobia no permiten la transformación de los sustratos del agua en AGV. Sin embargo los AGV presentes inicialmente en el agua residual son totalmente almacenados en menos de 1 hora. Con respecto a los TRH utilizados en las etapas anóxicas y aerobias se observa que duraciones de 1 y 2 horas respectivamente son suficientes para llevar a cabo los procesos relacionados con la eliminación biológica de nitrógeno y fósforo.
- Se debe minimizar la concentración de S_{N-NO_3} en el compartimento anaerobio, ya que reduce la disponibilidad de AGV para las bacterias PAO, reduciendo su capacidad de eliminación de fósforo.

2. La eliminación del nitrógeno presente en el agua residual es más fácil de realizar que la del fósforo, que se ve deteriorada por la presencia de bacterias que no presentan capacidad para acumular dicho nutriente. Este hecho se ve agravado cuando se alimentan al sistema aguas de baja biodegradabilidad o cuando se aumenta el TRC. Los bajos porcentajes de fósforo en el fango obtenidos (inferiores al 5%) son indicativos de un bajo porcentaje de bacterias PAO en el fango activo.

3. La eliminación de DQO, DBO_5 y X_{SS} se realiza sin problemas.

4. Las condiciones óptimas de operación seleccionadas, para el tratamiento del agua residual urbana típica de Ciudad Real son: TRC entre 7 y 8 días, TRH óptimos en los compartimentos anaerobios, anóxicos y aerobios de 1, 1 y 4 horas respectivamente y concentraciones de nitratos en el compartimento anaerobio

7. Conclusiones

inferiores a 0.5 mg/L, lo que se consigue fijando los caudales de las recirculaciones del compartimento aerobio al anóxico y del anóxico al anaerobio en 89.6 y 30.8 L/h respectivamente.

B) Estudio en laboratorio del efecto de los vertidos industriales.

Se desarrolló un proceso A/O en laboratorio en estado estacionario, que presentaba una población de bacterias PAO de 275 mg DQO/L y de bacterias GAO de 410 mg DQO/L. Las principales conclusiones extraídas de este estudio son:

1. Cuando se produce el vertido de aguas residuales industriales sobre la etapa anaerobia de un proceso de eliminación biológica de nutrientes se producen fenómenos de fermentación de los sustratos industriales. Entre un 12 y un 23 de la S_{DQO} inicial de las aguas residuales industriales estudiadas son fermentados durante la etapa anaerobia, siendo la velocidad de este proceso entre 0.12 y 0.34 (g DQO/g DQO- $X_H \cdot d$), valor ligeramente inferior al que se obtiene cuando se trata agua residual urbana típica.
2. Los productos de fermentación (S_A) de las aguas residuales industriales se distribuyen de diferente modo entre la fracción acumulada por las bacterias PAO, las GAO y la fracción no acumulada. Esto es debido a que no todos los productos de fermentación pueden ser acumulados en el interior de las bacterias PAO, siendo posible acumular únicamente la fracción correspondiente a los AGV. De este modo, la distribución de los productos de fermentación entre las tres fracciones indicadas anteriormente dependerá principalmente de las características del sustrato presente en el agua residual. Las bacterias PAO presentes en el fango activo acumularon entre un 17 y un 64% de la concentración de S_A en el agua residual industrial.
3. Los vertidos de aguas residuales industriales sobre la etapa anóxica de un proceso de eliminación biológica de nutrientes afectan fundamentalmente a la eliminación de nitrógeno mediante desnitrificación. Las velocidades de desnitrificación alcanzadas en los experimentos realizados con los distintos vertidos industriales fueron similares a las obtenidas en otras investigaciones con aguas residuales urbanas convencionales, lo que haría que un posible vertido de éstas no tuviese una gran influencia sobre los procesos de desnitrificación. Las velocidades de consumo de los

sustratos del agua residual dependen de la relación S_A/S_F . Las velocidades de consumo de cada una de estas fracciones, productos de fermentación (S_A) y fracción fermentable (S_F), presentes en estas aguas residuales fueron 14.6 y 5.4 (mg S_{DQO}/g DQO- $X_H \cdot h$) respectivamente, independientemente del tipo de agua. Las velocidades de desnitrificación obtenidas en cada uno de los experimentos fueron diferentes según el tipo de agua industrial utilizada, estando sus valores entre 2.55 y 1.58 (mg S_{N-NO_3}/g DQO- $X_H \cdot h$) cuando se utiliza S_A y entre 0.57 y 0.92 (mg S_{N-NO_3}/g DQO- $X_H \cdot h$) cuando se utiliza S_F . Estas diferencias en las velocidades de desnitrificación pueden ser debidas a que las fracciones S_A y S_F presenten distinta composición y a que presenten distintos coeficientes de producción de biomasa. El valor del coeficiente de producción de biomasa, obtenido en estos experimentos anóxicos, osciló entre 0.5 y 0.7 siendo generalmente algo más pequeño que el obtenido en experimentos aerobios realizados con el respirómetro electrolítico. Como resultado de estos experimentos se observó que los vertidos industriales más adecuados para realizar la desnitrificación eran los procedentes de las industrias vitivinícolas y las del procesado del tomate, por otro lado, las aguas menos adecuadas fueron las de las industrias cárnicas y las de las industrias queseras.

C) Estudio en planta piloto del efecto de vertidos industriales.

1. El vertido de aguas residuales industriales mantenido durante largo plazo modifica las características de las aguas residuales urbanas convencionales, al igual que los vertidos puntuales, pero además modifica la población de microorganismos presente en el fango activo.
2. En general el vertido de aguas residuales industriales empeoró la eliminación biológica de fósforo, sin embargo, cabe destacar el efecto positivo ocasionado por las aguas residuales procedentes de los digestores de fangos, esto podría ser una solución para mejorar la eliminación de nutrientes en la EDAR de Ciudad Real.
3. El vertido de aguas residuales industriales apenas tuvo influencia sobre la eliminación biológica de nitrógeno, ya que la utilización de los sustratos contenidos en ella fue muy similar a la de los sustratos de las aguas residuales urbanas convencionales. En este caso cabe destacar la mejora producida por las aguas residuales de industrias vitivinícolas, con la que se obtuvieron los mejores

7. Conclusiones

rendimientos en la eliminación biológica de nitrógeno, esto es debido a la elevada biodegradabilidad de los sustratos contenidos en este tipo de agua residual.

4. La eliminación de DQO fue similar a la obtenida con las aguas residuales urbanas, ya que los sustratos contenidos en estas aguas residuales industriales son fácilmente biodegradables.
5. El vertido continuado de aguas residuales industriales modifica la población de microorganismos del fango activo, produciéndose una selección de las especies más favorecidas por los sustratos presentes en el agua residual industrial vertida. El vertido de aguas residuales ricas en nitrógeno favorece el desarrollo de bacterias DNPAO, cuya población pasa del 13.1 al 19.7%, frente a las bacterias PAO convencionales y las GAO, cuyas poblaciones se reducen en torno a un 30%, lo que podría ser debido a la imposibilidad para realizar la desnitrificación de estas últimas. Por otro lado el vertido de aguas residuales de elevada DQO favorece principalmente el desarrollo de las bacterias GAO, cuya población se incrementa en un 60%. Finalmente, el vertido de aguas residuales ricas en AGV favorecen el desarrollo de las bacterias PAO, cuya población se incrementa en un 63%, lo que hace que se produzca una mejora en la eliminación biológica de fósforo.

RECOMENDACIONES

De los resultados obtenidos y con vistas a posteriores investigaciones, se recomienda:

1. Ampliar el estudio de las aguas residuales industriales utilizadas, realizando experimentación en estado estacionario y utilizando un cultivo perfectamente aclimatado para determinar todos los parámetros que caracterizan los procesos anaerobios, anóxicos y aerobios de la eliminación biológica de nutrientes.
2. Realizar un estudio complementario sobre los mecanismos intracelulares que establecen la relación entre las características del agua residual industrial alimentada y la eficacia en la eliminación biológica de nutrientes.
3. Ampliar el estudio a otro tipo de aguas residuales industriales distinto de las aguas de industrias alimentarias.

NOMENCLATURA

ACRÓNIMOS

AE	Aerobio
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
AN	Anaerobio
ANX	Anóxico
ATU	Alil-tiourea
BDQO	DQO biodegradable total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno.
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
DBO _{st}	DBO de periodo corto
DBO _{TOT}	DBO Total
DNPAO	Organismos acumuladores de polifosfatos desnitrificantes
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DQOfb	Demanda Química de Oxígeno fácilmente biodegradable
EBN	Eliminación Biológica de Nutrientes
EDAR	Estación Depuradora de Aguas Residuales
GAO	Organismos acumuladores de glucógeno
NTK	Nitrógeno Total Kjeldahl
PAO	Organismos acumuladores de polifosfatos
PHA	Polihidroxialcanoatos
PHB	Polihidroxibutiratos
Q	Caudal
RDS	Reactor Discontinuo Secuencial
SS	Concentración de sólidos suspendidos
SSV	Concentración de sólidos suspendidos volátiles
TRC	Tiempo de retención celular
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TRH _{AE}	Tiempo de retención hidráulico aerobio
TRH _{AN}	Tiempo de retención hidráulico anaerobio
TRH _{ANX}	Tiempo de retención hidráulico anóxico
VIP	Configuración de proceso Virginia Initiative Plant

9. Nomenclatura

COMPONENTES

SOLUBLES

DQOfb	Porcentaje de demanda química de oxígeno fácilmente biodegradable
S _A	Concentración de productos de fermentación
S _{ALC}	Concentración de alcalinidad
S _{BDQO}	Concentración de DQO biodegradable
S _{DBO5}	Concentración de DBO ₅
S _{DQO}	Concentración de DQO
S _F	Concentración de sustratos fermentables
S _I	Concentración de sustratos inertes
S _{N-NH4}	Concentración de nitrógeno amoniacal
S _{N-NO2}	Concentración de nitrógeno en forma de nitritos
S _{N-NO3}	Concentración de nitrógeno en forma de nitratos
S _{NT}	Concentración de nitrógeno total
S _{O2}	Concentración de oxígeno
S _{P-PO4}	Concentración de fósforo en forma de ortofosfato
S _{PT}	Concentración de fósforo total
S _S	Concentración de sustratos biodegradables

TOTALES

C _{DBO5}	Concentración de DBO ₅
C _{DQO}	Concentración de DQO
C _{NT}	Concentración de nitrógeno total
C _{PT}	Concentración de fósforo total

PARTICULADOS

SSV	Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles
X _{AUT}	Concentración de microorganismos autótrofos
X _{GAO}	Concentración de microorganismos GAO
X _{GLU}	Concentración de glucógeno
X _H	Concentración de microorganismos heterótrofos
X _I	Concentración de Demanda Química de Oxígeno inerte
X _{PAO}	Concentración de microorganismos PAO
X _{PHA}	Concentración de polihidroxialcanoatos
X _{PP}	Concentración de polifosfatos en exceso en el fango
X _{PT}	Porcentaje de fósforo en el fango
X _S	Concentración de Demanda Química de Oxígeno lentamente biodegradable
X _{SS}	Concentración de sólidos suspendidos totales
X _{SSV}	Concentración de sólidos suspendidos volátiles

PARÁMETROS CINÉTICOS Y ESTEQUIOMÉTRICOS

K_{HA}	Coeficiente de saturación para el crecimiento con S_A
k_{DBO}	Constante cinética de biodegradabilidad de la materia orgánica
q_{fe}	Velocidad específica máxima de fermentación
q_{PHA}	Velocidad de almacenamiento de polihidroxialcanoatos por bacterias PAO
q_{PHA}^{GAO}	Velocidad de almacenamiento de polihidroxialcanoatos por bacterias GAO
$q_{NO3-medio}$	Velocidad de desnitrificación media
q_{NO3-SF}	Velocidad de desnitrificación con sustratos fermentables
q_{NO3-SA}	Velocidad de desnitrificación con productos de fermentación
$q_{NO3-end}$	Velocidad de desnitrificación con sustrato endógeno
q_{SA}	Velocidad de consumo de productos de fermentación
q_{SF}	Velocidad de consumo de sustratos fermentables
Y_{HA}	Coeficiente de crecimiento con productos de fermentación
Y_{HF}	Coeficiente de crecimiento con sustratos fermentables
Y_N	Coeficiente de crecimiento neto
Y_H	Coeficiente de crecimiento de las bacterias heterótrofas
Y_{PO4}	Coeficiente de liberación de fósforo

El resto de términos utilizados son los correspondientes a los modelos empleados en los ajustes. El significado de éstos viene incluido en el apéndice.

APÉNDICE

10.1 MODELO METABÓLICO PARA LAS BACTERIAS PAO (Smolders y col., 1995)

A continuación se presenta el modelo metabólico propuesto por Smolders y col., en 1995 según el formato propuesto por la Asociación Internacional del Agua (IWA).

A. Matriz cinética.

Proceso		Ecuación cinética (ρ_i)
1	Acumulación de S_A	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP}/X_{PAO}} \cdot \left(1 - \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}}\right) \cdot X_{PAO}$
2	Crecimiento aerobio	$k_X \cdot \frac{X_{PHA}}{X_{PAO}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{PAO}$
3	Almacenamiento de X_{PP}	$k_{PP} \cdot \frac{S_{PP}}{K_P + S_{PP}} \cdot \left(1 - \frac{X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP}^{max}}\right) \cdot \frac{X_{PHA}}{X_{PAO}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{PAO}$
4	Almacenamiento de X_{GLU}	$k_{GLU} \cdot K_{GLU}^{max} \frac{X_{PHA}}{X_{PAO}} - \frac{X_{GLU}}{X_{PAO}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{PAO}$
5	Mantenimiento anaerobio	$m_{AN} \cdot \left(1 - \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}}\right) \cdot X_{PAO}$
6	Mantenimiento anóxico	$m_{AE} \cdot \left(1 - \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}}\right) \cdot X_{PAO}$

B. Matriz estequiométrica.

Proceso	S_{O_2}	S_A	S_{P-PO_4}	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}	X_{GLU}
Acumulación de S_A		-1	0.36		-0.36	1.5	-0.5
Crecimiento aerobio	-0.37		-0.013	1		-1.37	
Almacenamiento de X_{PP}	-0.31		-1		1	-0.31	
Almacenamiento de X_{GLU}	-0.26					-1.26	1
Mantenimiento anaerobio			1		-1		
Mantenimiento anóxico	-1					-1	

10. Apéndice

C. Definición de los componentes solubles y particulados.

Componente	Definición	Unidades
S_A	Productos de fermentación (Acetato)	$g S_{DQO}/L$
S_{O_2}	Oxígeno disuelto	g/L
S_{PO_4}	Fósforo inorgánico soluble (Ortofosfato)	$g S_{DQO}/L$
X_{PAO}	Bacterias acumuladoras de polifosfatos	$g X_{DQO}/L$
X_{PP}	Polifosfatos internos de las bacterias	g/L
X_{PHA}	Polihidroxiclcanoatos internos de las bacterias	$g X_{DQO}/L$
X_{GLU}	Glucógeno internos de las bacterias	$g X_{DQO}/L$

D. Definición de los valores de los coeficientes cinéticos.

Coeficiente	Valor	Unidades
q_{PHA}	0.36	$g DQO-X_{PHA}/g DQO-X_{PAO} \cdot h$
k_X	0.14	$g DQO-X_{PAO}/g S_{DQO} \cdot h$
k_{PP}	0.17	$g S_P/g S_{DQO} \cdot h$
K_{GLU}	0.8	$g DQO-X_{GLU}/g S_{DQO} \cdot h$
m_{AN}	$3.4 \cdot 10^{-3}$	$g S_P/g DQO-X_{PAO} \cdot h$
m_{AER}	$4 \cdot 10^{-3}$	$g DQO-S_{GLU}/g DQO-X_{PAO} \cdot h$
K_A	32	$g S_{DQO}/m^3$
K_P	3	$g S_P/m^3$
K_{PP}^{max}	0.34	$g X_{PP}/g DQO-X_{PAO}$
K_{GLU}^{max}	1.2	$g DQO-X_{GLU}/g DQO-X_{PAO}$
K_{PP} selector	$1 \cdot 10^{-3}$	$g X_{PP}/g DQO-X_{PAO}$
K_{O_2} selector	$1 \cdot 10^{-3}$	$g S_{O_2}/m^3$

10.3 MODELO ASM2d

A. Matriz cinética.

Proceso		Ecuación cinética (ρ_i)
Procesos de hidrólisis		
1	Hidrólisis aerobia	$K_h \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{LO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{X_s / X_H}{K_X + X_s / X_H} \cdot (X_H + X_{PAO} + X_{GAO})$
2	Hidrólisis anaerobia	$K_h \cdot \eta_{LNO_3} \cdot \frac{K_{LO_2}}{K_{LO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{LNO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_s / X_H}{K_X + X_s / X_H} \cdot (X_H + X_{PAO} + X_{GAO})$
3	Hidrólisis anóxica	$K_h \cdot \eta_{fe} \cdot \frac{K_{LO_2}}{K_{LO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{LNO_3}}{K_{LNO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_s / X_H}{K_X + X_s / X_H} \cdot (X_H + X_{PAO} + X_{GAO})$
Microorganismos heterótrofos (X_H)		
4	Crecimiento con S_F	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{HO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_{HF} + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{HNH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{HP} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot X_H$
5	Crecimiento con S_A	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{HO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_{HA} + S_F} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{HNH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{HP} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot X_H$
6	Desnitrificación con S_F	$\rho_6 = \rho_4 \cdot \eta_{HNO_3} \cdot \frac{K_{HO_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{HNO_3} + S_{NO_3}}$
7	Desnitrificación con S_A	$\rho_7 = \rho_5 \cdot \eta_{HNO_3} \cdot \frac{K_{HO_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{HNO_3} + S_{NO_3}}$
8	Fermentación	$q_{fe} \cdot \frac{K_{HO_2}}{K_{HO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{HNO_3}}{K_{HNO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{HALC} + S_{ALC}} \cdot X_H$
9	Lisis	$b_H \cdot X_H$
Microorganismos PAO (X_{PAO})		
10	Almacenamiento X_{PHA}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_{PA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
11	Almacenamiento aerobio de X_{PP}	$q_{PP} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{PO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}}{K_{IPP} + K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
12	Almacenamiento anóxico de X_{PP}	$\rho_{14} = \rho_{13} \cdot \eta_{PNO_3} \cdot \frac{K_{PO_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{HNO_3} + S_{NO_3}}$
13	Crecimiento aerobio con X_{PHA}	$\mu_{PAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{PO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{PNH_4} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PN} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
14	Crecimiento anóxico con X_{PHA}	$\rho_{16} = \rho_{15} \cdot \eta_{PNO_3} \cdot \frac{K_{PO_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{PNO_3} + S_{NO_3}}$
15	Lisis de X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
16	Lisis de X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$
17	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$

10. Apéndice

A. Matriz cinética (continuación).

Proceso		Ecuación cinética (ρ_i)
Microorganismos autótrofos nitrificantes (X_A)		
18	Crecimiento	$\mu_A \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{NO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NNH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{NP} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{NALC} + S_{ALC}} \cdot X_A$
19	Lisis	$b_A \cdot X_A$
Precipitación de fósforo con hidróxido férrico $Fe(OH)_3$		
20	Precipitación	$k_{PRE} \cdot S_{PO_4} \cdot X_{MeOH}$
21	Redisolución	$k_{RED} \cdot X_{MeP} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{PALC} + S_{ALC}}$

B. Matriz estequiométrica para los componentes solubles.

Componente Proceso		S_{O_2} (O_2)	S_F (DQO)	S_A (DQO)	S_I (DQO)	S_{NH_4} (N)	S_{N_2} (N)	S_{NO_3} (N)	S_{PO_4} (P)	S_{ALC} (mol)
Procesos de hidrólisis										
1	Hidrólisis aerobia		$1-f_{SI}$	f_{SI}	V_{1,NH_4}				V_{1,PO_4}	$V_{1,ALC}$
2	Hidrólisis anaerobia		$1-f_{SI}$	f_{SI}	V_{2,NH_4}				V_{2,PO_4}	$V_{2,ALC}$
3	Hidrólisis anóxica		$1-f_{SI}$	f_{SI}	V_{3,NH_4}				V_{3,PO_4}	$V_{3,ALC}$
Microorganismos heterótrofos (X_H)										
4	Crecimiento con S_F	$-\frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1}{Y_H}$		V_{4,NH_4}				V_{4,PO_4}	$V_{4,ALC}$
5	Crecimiento con S_A	$1 - \frac{1}{Y_H}$		$-\frac{1}{Y_H}$	V_{5,NH_4}				V_{5,PO_4}	$V_{5,ALC}$
6	Desnitrific. con S_F		$-\frac{1}{Y_H}$		V_{6,NH_4}	$\frac{1-Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$	$-\frac{1-Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$		V_{6,PO_4}	$V_{6,ALC}$
7	Desnitrific. con S_A			$-\frac{1}{Y_H}$	V_{7,NH_4}	$\frac{1-Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$	$-\frac{1-Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$		V_{7,PO_4}	$V_{7,ALC}$
8	Fermentación		-1	1	V_{8,NH_4}				V_{8,PO_4}	$V_{8,ALC}$
9	Lisis				V_{9,NH_4}				V_{9,PO_4}	$V_{9,ALC}$

B. Matriz estequiométrica para los componentes solubles (continuación).

Componente Proceso		S _{O2} (O ₂)	S _F (DQO)	S _A (DQO)	S _I (DQO)	S _{NH4} (N)	S _{N2} (N)	S _{NO3} (N)	S _{PO4} (P)	S _{ALC} (mol)
Microorganismos PAO (X_{PAO})										
10	Almacenamiento X _{PHA}		-1						Y _{PO4}	V _{10,ALC}
11	Almacenamiento aerobio de X _{PP}		-Y _{PHA}						-1	V _{11,ALC}
12	Almacenamiento anóxico de X _{PP}					-V _{12,NH3}	V _{12,NH3}		-1	V _{12,ALC}
13	Crecimiento aerobio con X _{PHA}	V _{13,O2}			V _{13,NH4}				-i _{PBM}	V _{13,ALC}
14	Crecimiento anóxico con X _{PHA}				V _{14,NH4}	-V _{14,NH3}	V _{14,NH3}		-i _{PBM}	V _{14,ALC}
15	Lisis de X _{PAO}				V _{15,NH4}				V _{15,PO4}	V _{15,ALC}
16	Lisis de X _{PP}								1	V _{16,ALC}
17	Lisis de X _{PHA}		1							V _{17,ALC}
Microorganismos autótrofos nitrificantes (X_A)										
18	Crecimiento		$\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$			V _{18,NH4}		$\frac{1}{Y_A}$	-i _{PBM}	V _{18,ALC}
19	Lisis					V _{19,NH4}			V _{19,PO4}	V _{19,ALC}
Precipitación de fósforo con hidróxido férrico Fe(OH)₃										
20	Precipitación								-1	V _{18,ALC}
21	Redisolución								1	V _{19,ALC}

B. Matriz estequiométrica para los componentes particulados.

Componente Proceso		X _I (DQO)	X _S (DQO)	X _H (DQO)	X _{PAO} (DQO)	X _{PP} (P)	X _{PHA} (DQO)	X _A (DQO)	X _{SST} (DQO)	X _{MeOH}	X _{MeP}
Procesos de hidrólisis											
1	Hidrólisis aerobia		-1						V _{1,SST}		
2	Hidrólisis anaerobia		-1						V _{2,SST}		
3	Hidrólisis anóxica		-1						V _{3,SST}		

10. Apéndice

B. Matriz estequiométrica para los componentes particulados (continuación).

Componente Proceso		X_I (DQO)	X_S (DQO)	X_H (DQO)	X_{PAO} (DQO)	X_{PP} (P)	X_{PHA} (DQO)	X_A (DQO)	X_{SST} (DQO)	X_{MeOH}	X_{MeP}
Microorganismos heterótrofos (X_H)											
4	Crecimiento con S_F			1					$V_{4,SST}$		
5	Crecimiento con S_A			1					$V_{5,SST}$		
6	Desnitrific. con S_F			1					$V_{6,SST}$		
7	Desnitrific. con S_A			1					$V_{7,SST}$		
8	Fermentación								$V_{8,SST}$		
9	Lisis	f_{XI}	$1 - f_{XI}$	-1					$V_{9,SST}$		
Microorganismos PAO (X_{PAO})											
10	Almacenamiento X_{PHA}					$-Y_{PO4}$	1		$V_{10,SST}$		
11	Almacenamiento aerobio de X_{PP}					1	$-Y_{PHA}$		$V_{11,SST}$		
12	Almacenamiento anóxico de X_{PP}					1	$-Y_{PHA}$		$V_{12,SST}$		
13	Crecimiento aerobio con X_{PHA}				1		$-\frac{1}{Y_{PAO}}$		$V_{13,SST}$		
14	Crecimiento anóxico con X_{PHA}				1		$-\frac{1}{Y_{PAO}}$		$V_{14,SST}$		
15	Lisis de X_{PAO}	f_{XI}	$1 - f_{XI}$		-1				$V_{15,SST}$		
16	Lisis de X_{PP}					-1			$V_{16,SST}$		
17	Lisis de X_{PHA}						-1		$V_{17,SST}$		
Microorganismos autótrofos nitrificantes (X_A)											
18	Crecimiento						1		$V_{18,SST}$		
19	Lisis	f_{XI}	$1 - f_{XI}$					-1	$V_{19,SST}$		
Precipitación de fósforo con hidróxido férrico $Fe(OH)_3$											
20	Precipitación							1.42	-3.45	4.87	
21	Redisolución							-1.42	3.45	-4.87	

C. Definición y valores típicos de los parámetros cinéticos.

Procesos de hidrólisis			
K_h	Velocidad de hidrólisis	$3 \cdot \exp(-0.04 \cdot (20-T))$	d^{-1}
η_{LNO3}	Factor de reducción de la hidrólisis anóxica	0.60	--
η_{fe}	Factor de reducción de la hidrólisis anaerobia	0.40	--
K_{LO2}	Coeficiente de saturación/inhibición del oxígeno	0.20	$g\ O_2\ m^{-3}$
K_{LNO3}	Coeficiente de saturación/inhibición del nitrato	0.50	$g\ N-NO_3\ m^{-3}$
K_X	Coeficiente de saturación para la DQO particulada	0.10	$g\ DQO-X_S \cdot g^{-1}\ DQO-X_H$
Microorganismos heterótrofos (X_H)			
μ_H	Velocidad máxima de crecimiento	$6 \cdot \exp(-0.07 \cdot (20-T))$	d^{-1}
q_{fe}	Velocidad máxima de fermentación	$3 \cdot \exp(-0.07 \cdot (20-T))$	$g\ DQO-S_F \cdot g^{-1}\ DQO-X_H \cdot d^{-1}$
η_{HNO3}	Factor de reducción para la desnitrificación	0.80	--
b_H	Velocidad de lisis	$0.4 \cdot \exp(-0.07 \cdot (20-T))$	d^{-1}
K_{HO2}	Coeficiente de saturación/inhibición del oxígeno	0.20	$g\ O_2\ m^{-3}$
K_F	Coeficiente de saturación para el crecimiento con S_F	4.00	$g\ DQO \cdot m^{-3}$
K_{fe}	Coeficiente de saturación para la fermentación de S_F	4.00	$g\ DQO \cdot m^{-3}$
K_{HA}	Coeficiente de saturación para el crecimiento con S_A	4.00	$g\ DQO \cdot m^{-3}$
K_{HNO3}	Coeficiente de saturación/inhibición para el nitrato	0.50	$g\ N-NO_3 \cdot m^{-3}$
K_{HNH4}	Coeficiente de saturación para el amonio	0.05	$g\ N-NH_4 \cdot m^{-3}$
K_{HP}	Coeficiente de saturación para el fosfato	0.01	$g\ P-PO_4 \cdot m^{-3}$
K_{HALC}	Coeficiente de saturación para la alcalinidad	0.10	$mol\ HCO_3^- \cdot m^{-3}$
Microorganismos PAO (X_{PAO})			
q_{PHA}	Velocidad de almacenamiento de X_{PHA}	$3 \cdot \exp(-0.04 \cdot (20-T))$	$g\ DQO-X_{PHA} \cdot g^{-1}\ DQO-X_{PAO} \cdot d^{-1}$
q_{PP}	Velocidad de almacenamiento de X_{PP}	$1.5 \cdot \exp(-0.04 \cdot (20-T))$	$g\ P-X_{PP} \cdot g^{-1}\ DQO-X_{PAO} \cdot d^{-1}$
μ_{PAO}	Máxima velocidad de crecimiento de bacterias PAO	$1 \cdot \exp(-0.04 \cdot (20-T))$	d^{-1}
η_{PNO3}	Factor de reducción de la actividad anóxica	0.6	--
b_{PAO}	Velocidad de lisis de X_{PAO}	$0.2 \cdot \exp(-0.07 \cdot (20-T))$	d^{-1}
b_{PP}	Velocidad de lisis de X_{PP}	$0.2 \cdot \exp(-0.07 \cdot (20-T))$	d^{-1}
b_{PHA}	Velocidad de lisis de X_{PHA}	$0.2 \cdot \exp(-0.07 \cdot (20-T))$	d^{-1}
K_{PO2}	Coeficiente de saturación/inhibición del oxígeno	0.20	$g\ O_2 \cdot m^{-3}$

10. Apéndice

C. Definición y valores típicos de los parámetros cinéticos (continuación).

K_{PNO3}	Coeficiente de saturación para S_{NO3}	0.50	$g\ N-NO_3 \cdot m^{-3}$
K_{PA}	Coeficiente de saturación para S_A	4.00	$g\ DQO \cdot m^{-3}$
K_{PNH4}	Coeficiente de saturación para el amonio	0.05	$g\ N \cdot m^{-3}$
K_P	Coeficiente de saturación para el fosfato en el almacenamiento de polifosfatos	0.20	$g\ P \cdot m^{-3}$
K_{PN}	Coeficiente de saturación para el fosfato	0.01	$g\ P \cdot m^{-3}$
K_{PALC}	Coeficiente de saturación para la alcalinidad	0.10	$mol\ HCO_3^- \cdot m^{-3}$
K_{PP}	Coeficiente de saturación para el polifosfato	0.01	$g\ P-X_{PP} \cdot g^{-1}\ DQO-X_{PAO}$
K_{MAX}	Máxima relación de X_{PP}/X_{PAO}	0.34	$g\ P-X_{PP} \cdot g^{-1}\ DQO-X_{PAO}$
K_{IPP}	Coeficiente de inhibición para el almacenamiento de polifosfatos	0.02	$g\ P-X_{PP} \cdot g^{-1}\ DQO-X_{PAO}$
K_{PHA}	Coeficiente de saturación para el PHA	0.01	$g\ DQO-X_{PHA} \cdot g^{-1}\ DQO-X_{PAO}$
Microorganismos Autótrofos (X_A)			
μ_A	Velocidad de crecimiento de X_A	$1 \cdot \exp(-0.1 \cdot (20-T))$	d^{-1}
b_A	Velocidad de lisis de X_A	$0.15 \cdot \exp(-0.1 \cdot (20-T))$	d^{-1}
K_{NO2}	Coeficiente de saturación para oxígeno	0.50	$g\ O_2 \cdot m^{-3}$
K_{NH4}	Coeficiente de saturación para el amonio	1.00	$g\ N \cdot m^{-3}$
K_{NALC}	Coeficiente de saturación para la alcalinidad	0.50	$mol\ HCO_3^- \cdot m^{-3}$
K_{NP}	Coeficiente de saturación para el fósforo	0.01	$g\ P \cdot m^{-3}$
Precipitación de fósforo con hidróxido férrico $Fe(OH)_3$			
k_{PRE}	Velocidad de precipitación de P	1	$m^{-3} \cdot g^{-1} Fe(OH)_3 \cdot d^{-1}$
k_{RED}	Velocidad de redisolución de P	0.6	d^{-1}
K_{PALC}	Coeficiente de saturación para alcalinidad	0.5	$mol\ HCO_3^- \cdot m^{-3}$

D. Definición y valores típicos de los parámetros estequiométricos.

<i>Factores de conversión para las ecuaciones de conservación</i>			
Nitrógeno			
i_{NSI}	Nitrógeno presente en la DQO inerte soluble	0.01	g N·g ⁻¹ DQO
i_{NSF}	Nitrógeno presente en los sustratos fermentables	0.03	g N·g ⁻¹ DQO
i_{NXI}	Nitrógeno presente en la DQO inerte particulada	0.02	g N·g ⁻¹ DQO
i_{NXS}	Nitrógeno presente en sustratos lentamente biodegradable	0.04	g N·g ⁻¹ DQO
i_{NBM}	Nitrógeno presente en la biomasa	0.07	g N·g ⁻¹ DQO
Fósforo			
i_{PSI}	Fósforo presente en la DQO inerte soluble	0.00	g P·g ⁻¹ DQO
i_{PSF}	Fósforo presente en los sustratos fermentables	0.01	g P·g ⁻¹ DQO
i_{PXI}	Fósforo presente en la DQO inerte particulada	0.01	g P·g ⁻¹ DQO
i_{PXS}	Fósforo presente en sustratos lentamente biodegradable	0.01	g P·g ⁻¹ DQO
i_{PBM}	Fósforo presente en la biomasa	0.02	g P·g ⁻¹ DQO
Sólidos suspendidos totales			
i_{SSTXI}	Relación SST/ DQO para la DQO inerte particulada	0.75	g SST·g ⁻¹ DQO
i_{SSTXS}	Relación SST/ DQO para sustratos lentamente biodegradable	0.75	g SST·g ⁻¹ DQO
i_{SSTBM}	Relación SST/ DQO para la biomasa	0.90	g SST·g ⁻¹ DQO
<i>Típicos parámetros estequiométricos</i>			
Hidrólisis			
f_{SI}	Producción de S _I en los procesos de hidrólisis	0.00	g DQO·g ⁻¹ DQO
Bacterias heterótrofas			
Y_H	Coefficiente de crecimiento	0.00	g DQO·g ⁻¹ DQO
f_{XIH}	Producción de DQO inerte en los procesos de lisis	0.01	g DQO·g ⁻¹ DQO
Bacterias acumuladoras de polifosfatos			
Y_{PAO}	Coefficiente de crecimiento (biomasa/PHA)	0.625	g DQO·g ⁻¹ DQO
Y_{PO4}	Liberación de fósforo en la acumulación de PHA	0.40	g P·g ⁻¹ DQO
Y_{PHA}	Requerimientos de PHA en el almacenamiento de polifosfatos	0.20	g DQO·g ⁻¹ P
f_{XIP}	Producción de DQO inerte en los procesos de lisis	0.10	g DQO·g ⁻¹ DQO
Microorganismos nitrificantes			
Y_A	Coefficiente de crecimiento con nitratos	0.24	g DQO·g ⁻¹ N
f_{XIA}	Producción de DQO inerte en los procesos de lisis	0.10	g DQO·g ⁻¹ DQO

10. Apéndice

10.3 MODELO PARA LAS BACTERIAS GAO (Manga y col., 2000)

A. Matriz cinética.

Proceso		Ecuación cinética (ρ_i)
Microorganismos GAO (X_{GAO})		
1	Almacenamiento X_{PHA}	$q_{PHA}^{GAO} \cdot \frac{S_A}{K_{GA} + S_A} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{GLU}^{GAO} / X_{PAO}}{K_{GLU} + X_{GLU}^{GAO} / X_{PAO}} \cdot X_{GAO}$
2	Almacenamiento aerobio de X_{GLU}	$q_{GLU}^{GAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{GO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PHA}^{GAO} / X_{GAO}}{K_{PHA}^{GAO, GLU} + X_{PHA}^{GAO} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX, GLU}^{GAO} \cdot X_{GLU}^{GAO} / X_{GAO}}{K_{IGLU} + K_{MAX, GLU}^{GAO} \cdot X_{GLU}^{GAO} / X_{GAO}} \cdot X_{GAO}$
3	Crecimiento aerobio con X_{PHA}	$\mu_{GAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{GO_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{GNH_4} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{GP} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot \frac{X_{PHA}^{GAO} / X_{GAO}}{K_{PHA}^{GAO, Crecimiento} + X_{PHA}^{GAO} / X_{PAO}} \cdot X_{GAO}$
4	Lisis de X_{GAO}	$b_{GAO} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{GAO}$
5	Lisis de X_{GLU}	$b_{GLU} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{GLU}^{GAO}$
6	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot \frac{S_{ALC}}{K_{GALC} + S_{ALC}} \cdot X_{PHA}^{GAO}$

B. Matriz estequiométrica.

Componente Proceso		S_{O_2} (O_2)	S_A (DQO)	S_{PO_4} (P)	X_I (DQO)	X_S (DQO)	X_{GAO} (DQO)	X_{PHA} (DQO)	X_{GLU} (DQO)
Microorganismos GAO (X_{GAO})									
1	Almacenamiento X_{PHA}							1	$1 - Y_{SA, G}$
2	Almacenamiento aerobio de X_{GLU}	$-\frac{1 - Y_{GAO}}{Y_{GAO}}$		$-i_{PBM}$			1	$-\frac{1}{Y_{GAO}}$	
3	Crecimiento aerobio con X_{PHA}	$-\frac{1 - Y_{GLU, G}}{Y_{GLU, G}}$						$-\frac{1}{Y_{GLU, G}}$	1
4	Lisis de X_{GAO}			$\nu_{S_{PO_4}}$	$-f_{XI}$	$1 - f_{XI}$	-1		
5	Lisis de X_{GLU}		1					-1	
6	Lisis de X_{PHA}		1						-1

C. Definición y valores típicos de los parámetros cinéticos.

Microorganismos GAO (X_{GAO})		
q_{PHA}^{GAO}	Velocidad de almacenamiento de X_{PHA}	2.6 g DQO- X_{PHA} ·g ⁻¹ DQO- X_{GAO} ·d ⁻¹
K_{GA}	Coeficiente de saturación para S_A	3.63 g DQO·m ⁻³
K_{GLU}	Coeficiente de saturación para almacenamiento de PHA	0.001 g DQO- X_{GLU} ·g ⁻¹ DQO- X_{GAO}
μ_{GAO}	Máxima velocidad de crecimiento	0.8 d ⁻¹
K_{GO2}	Coeficiente de saturación del oxígeno	0.20 g O ₂ ·m ⁻³
K_{GALC}	Coeficiente de saturación para la alcalinidad	0.10 mol HCO ₃ ⁻ ·m ⁻³
$K_{PHA}^{GAO, Crecimiento}$	Velocidad máxima de crecimiento	0.03 g DQO- X_{PHA} ·g ⁻¹ DQO- X_{GAO}
K_{GNO3}	Coeficiente de saturación para el nitrato	0.50 g N-NO ₃ ·m ⁻³
K_{GNH4}	Coeficiente de saturación para el amonio	0.05 g N-NH ₄ ·m ⁻³
q_{GLU}	Velocidad del almacenamiento de glucógeno	1.20 g DQO- X_{GLU} ·g ⁻¹ DQO- X_{GAO} ·d ⁻¹
$K_{PHA}^{GAO, GLU}$	Coeficiente de saturación de PHA para la acumulación de GLU	0.008 g DQO- X_{PHA} ·g ⁻¹ DQO- X_{GAO}
$K_{MAX, GLU}^{GAO}$	Máxima relación X_{GLU}/X_{GAO}	0.40 g DQO- X_{GLU} ·g ⁻¹ DQO- X_{GAO}
K_{IGLU}	Coeficiente de inhibición para el almacenamiento de glucógeno	0.015 g DQO- X_{GLU} ·g ⁻¹ DQO- X_{GAO}
b_{GAO}	Velocidad de lisis de X_{GAO}	0.08 d ⁻¹
b_{PHA}	Velocidad de lisis de X_{PHA}	0.08 d ⁻¹
b_{GLU}	Velocidad de lisis de X_{GLU}	0.08 d ⁻¹

10.3 CARACTERIZACIÓN DE UN AGUA RESIDUAL SEGÚN LAS DIRECTRICES “STOWA”

CARACTERIZACIÓN DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS

Para realizar la caracterización siguiendo este procedimiento es necesario determinar los parámetros que se indicaron anteriormente en la tabla 4.6.

Tabla 4.6. Parámetros que deben ser medidos para realizar la caracterización del agua residual.

<u><i>Agua residual influente</i></u>	
Símbolo	Parámetro
C _{DQO} (mg/L)	DQO total
C _{DBO} (mg/L)	DBO total
S _{DQO} (mg/L)	DQO soluble
S _A (mg/L)	Productos de fermentación solubles
S _{P-PO4} (mg/L)	Ortofosfato soluble
S _{N-NH4} (mg/L)	Nitrógeno amoniacal soluble
S _{N-NO3} (mg/L)	Nitrógeno en forma de nitratos soluble
<u><i>Agua residual efluente</i></u>	
Símbolo	Parámetro
S _{DQO} (mg/L)	DQO Soluble
C _{DBO} (mg/L)	DBO Total

La DQO total presente en el agua residual podemos expresarla mediante la ecuación 4.3 expuesta anteriormente (Apartado 4.3.4 Caracterización según las directrices “STOWA”), siendo su concentración en este caso de 891.1 mg/L.

$$C_{DQO} = S_A + S_F + S_I + X_I + X_S + X_H + X_{AUT} + X_{PAO} + X_{GAO} + X_{PHA} + X_{GLU} = 891.1 \quad [4.3]$$

Las fracciones X_H, X_{AUT}, X_{PAO} y X_{GAO} son generalmente muy pequeñas en el agua residual influente y pueden ser despreciadas con respecto a la DQO total sin cometer un error apreciable. Debido a esta simplificación podemos expresar la DQO total del agua residual como:

$$C_{DQO} = S_A + S_F + S_I + X_I + X_S \quad [4.4]$$

Los productos de fermentación (S_A) se determinan en este trabajo mediante respirometría electrolítica. En este caso, la concentración de S_A en el agua residual fue de 41 mg S_{DQO}/L . La DQO soluble inerte (S_I) se determina a partir de las concentraciones de S_{DQO} y S_{DBO5} en el agua tratada cuyos valores fueron 87.4 y 24.0 mg/L respectivamente utilizando la ecuación [4.5], correspondiente a procesos de alta carga.

$$S_I = 0.9 \cdot S_{DQO, Efluente} - 1.5 \cdot C_{DBO5, Efluente} = 42.7 \quad [4.5]$$

Teniendo en cuenta que tanto la fracción inerte como las biodegradables pasan a través del filtro, la fracción biodegradable de la DQO (S_S) puede ser determinada por diferencia entre la S_{DQO} y S_I .

$$S_S = S_{DQO} - S_I = 211.3 \quad [4.8]$$

La fracción de sustratos fermentables (S_F) podemos determinarla por diferencia entre la concentración de sustratos biodegradables solubles (S_S) y la concentración de productos de fermentación (S_A) presentes en el agua residual.

$$S_F = S_S - S_A = 170.3 \quad [4.9]$$

La DQO biodegradable total (BDQO) presente en el agua residual influente es la suma de la DQO fácilmente biodegradable soluble (S_S) y la fracción particulada lentamente biodegradable (X_S). Según las directrices que estamos siguiendo, la BDQO se determinó mediante un análisis de la DBO de diez días de duración, utilizando muestras sin filtrar e inhibiendo la nitrificación con Alil-tiourea (ATU). Durante el ensayo se tomaron 10 datos entre los días primero y décimo, y se ajustaron los datos experimentales a la siguiente ecuación:

$$DBO_t = DBO_{TOT} \cdot (1 - e^{-k_{DBO} \cdot t}) \quad [4.10]$$

Como resultado de este ajuste se obtuvieron el valor de la constante k_{DBO} y el valor de la DBO_{TOT} , cuyos valores fueron 0.55 y 410.2 mg/L respectivamente. Durante el ensayo prolongado de la DBO se produce el crecimiento de biomasa y su muerte, esto

10. Apéndice

hace que parte de la DQO biodegradable inicial contenida en la muestra se convierta al final en DQO inerte. Por tanto, la concentración inicial de BDQO debe ser superior a la determinada con el parámetro, Como factor de corrección f_{DBO} , se utilizó un valor típico de 0.15 (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002), esto está además en concordancia con la fracción de la DQO inerte producida en el fenómeno de lisis celular descrita en los modelos ASM (Henze y col 1995b y 1999). A partir de estos datos k_{DBO} , DBO_{TOT} y f_{DBO} , se determinó la concentración de BDQO utilizando la formula 4.11.

$$BDQO = \frac{1}{1 - f_{DBO}} DBO_{TOT} = 482.6 \quad [4.11]$$

Una vez conocida la BDQO se determinó la fracción particulada de la DQO biodegradable (X_S) utilizando la fórmula 4.12.

$$X_S = BDQO - S_S = 271.3 \quad [4.12]$$

Una vez determinadas todas las fracciones de la DQO, se obtuvo el valor de la DQO inerte particulada a partir de las fracciones calculadas anteriormente

$$X_I = C_{DQO} - S_S - S_I - X_S = 365.8 \quad [4.13]$$

Finalmente, la concentración de X_{SS} se determinó suponiendo que un 80% de la X_{DQO} se presenta como sólidos suspendidos (Brdanovic, 1998b), siendo la concentración de este parámetro de 541.5 mg/L.

CARACTERIZACIÓN DE LAS FRACCIONES DE NITRÓGENO Y DE FÓSFORO

En general, no es necesario realizar una caracterización tan exhaustiva para el caso del nitrógeno y el fósforo como para la materia orgánica, (Henze y col., 1995b) La caracterización puede realizarse por determinación directa de S_{N-NH_4} , S_{N-NO_3} y S_{P-PO_4} , en nuestro caso el valor de estas concentraciones fue de 28.8, 0 y 9.0 mg/L respectivamente.

El nitrógeno y el fósforo asociado al sustrato orgánico orgánico, está tabulado (tabla 4.8).Este método de caracterización es suficiente para poder aplicar modelos matemáticos como el ASM2d (Henze y col., 1999).

Tabla 4.8. Fracciones de nitrógeno y fósforo en los componentes orgánicos del agua residual expresadas como g/g DQO.

NITRÓGENO			FÓSFORO		
<i>Símbolo</i>	<i>Fracción</i>	<i>Intervalo</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Fracción</i>	<i>Intervalo</i>
i_{NSF}	Nitrógeno en S_F	0.02-0.04	i_{PSF}	Fósforo en S_F	0.01-0.015
i_{NSI}	Nitrógeno en S_I	0.01-0.02	i_{PSI}	Fósforo en S_I	0.002-0.008
i_{NXI}	Nitrógeno en X_I	0.01-0.06	i_{PXI}	Fósforo en X_I	0.005-0.01
i_{NXS}	Nitrógeno en X_S	0.02-0.06	i_{PXS}	Fósforo en X_S	0.01-0.015

BIBLIOGRAFÍA

A.P.H.A.-A.W.W.A.-W.P.C.F. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20^a edición. *American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environmental Federation*, Washington, DC., Estados Unidos de América, **1998**.

Abu-Ghararah, Z. H. y Randall, C. W. The effect of organics compounds on biological phosphorus removal. *Water Sci. Technol.*, **1991**, 23, 585.

Alleman, J. E. e Irvine, R. L. Storage induced denitrification using Sequencing Batch Reactor operation. *Water Res.*, **1980**, 14, 1483.

Álvarez-Mateos, P.; Pereda-Marín, J.; Carta-Escobar, F.; Durán-Barrantes, M.M. y Guillén-Jiménez, E. Influence of inoculum and initial pH on dairy effluent biodegradation and mineralization. *Chem. Biochem. Eng. Q.*, **2000**, 14 (3), 101.

Anthonisen, A.C.; Loehr, R.C.; Prakasam, T.B.S. y Srinath, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, **1976**, 48, 835.

Arun, V.; Mino, T. y Matsuo, T. Biological mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems. *Water Res.*, **1988**, 22 (5), 565.

Arvin, E. y Kristensen, G.H. Exchange of organics, phosphate and cations between sludge and water in biological phosphorous and nitrogen removal processes. *Water Sci. Technol.*, **1985**, 17, 147.

Banens, R.J. y Davis, J.R. Comprehensive approaches to eutrophication management: the Australian example. *Water Sci. Technol.*, **1998**, 37 (3), 217.

Barhe, G.; Firk, W. y Gassen, M. Development of a two stage treatment plant for extensive nitrogen and phosphorus elimination. *Water Sci. Technol.*, **1990**, 22 (7-8), 171.

11. Bibliografía

Barnard, J.L. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water SA*, **1976**, 2, 126.

Barnard, J.L. y Meiring, P.G.C. Dissolved oxygen control in the activated sludge process. *Water Sci. Technol.*, **1988**, 20 (4-5), 93.

(B.O.E. 30.12.1995). Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Bock, E.; Schmidt, I.; Stueven, R. y Zart, D. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cell using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch. Microbiol.*, **1995**, 163, 16.

Bolzonella, D.; Innocenti, L.; Pavan, P. y Cecchi, F. Denitrification potential enhancement by addition of anaerobic fermentation products from the organic fraction of municipal solid waste. *Water Sci. Technol.*, **2001**, 44 (1), 187.

Brdjanovic D.; van Loosdrecht M.; Hooijmans C.; Mino T.; Alaerts G. y Heijnen J. Effect of polyphosphate limitation on phosphorus-accumulating micro-organisms. *J. Appl. Microbio. Biotech.*, **1998a**, 50, 273.

Brdjanovic D. Modeling biological phosphorus removal in activated sludge systems. Tesis Doctoral, *Delft University of Technology*. **1998b**.

Brenner, A. Modelling of N and P transformations in a SBR treating municipal wastewater. *Water Sci. Technol.*, **2000**, 42(1-2), 55.

Brower, M.; van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J. Behandelling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinstallaties, enkelvoudig reactorsysteemvoor de verwijdering via nitriet. *STOWA raport 96-01*. STOWA. **1996**, Utrecht, Países Bajos.

Canton, J.H. y Sloof, W. Substitutes for phosphate-containing washing products: their toxicity and biodegradability in the aquatic environment. *Chemosphere*, **1982**, 11 (9), 891.

Cañizares, P.; De Lucas, A.; Rodríguez, L. y Villaseñor, J. Respirometric determination of the readily biodegradable COD produced in the anaerobic stage of a biological phosphorus removal process. *J. Environ. Sci. Health., Part A*, **1999**, 35 (1).

Comeau, Y.; Hall, K.J.; Hancock, R.E.W. y Oldham, W.K. Biochemical model for enhanced biological phosphorous removal. *Water Res.*, **1986**, 20, 1511.

Consejería de Obras Públicas, Junta de Comunidades de Castilla – La Mancha. Plan de saneamiento y depuración de aguas residuales de Castilla – La Mancha. **1996**.

Consejería de Obras Públicas, Junta de Comunidades de Castilla – La Mancha. <http://www.jccm.es/oopp/sanea.htm> (acceso 28 de junio de **2003**).

Contreras, E.; Bertola, N. y Zaritzky, N. The application of different techniques to determine activated sludge kinetic parameters in a food industry wastewater. *Water SA*, **2001**, 27 (2), 169.

Cortacans, J.A. Fangos activos. Eliminación biológica de nutrientes. *Servicio de publicaciones, Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos*. **2000**, Madrid, España.

Curtis, T.P.; Craine, N.G. y Miller, M.G. The comparison of biological diversity in wastewater and mixed liquor in activated sludge, *Proceedings of the fourth Kollekolle seminar on activated sludge Modelling*. **1998**, Copenage, Dinamarca.

De Lucas, A.; Cañizares, P.; Rodríguez, L. y Villaseñor, J. Short-Term effects of wastewater biodegradability on biological phosphorus removal. *J. Environ. Eng.*, **2001**, 127 (3), 259.

11. Bibliografía

- Delwiche, M. The Nitrogen Cycle. *Sci. Am.*, **1976**, 223 (3), 136.
- Egli, K.; Franger, U.; Álvarez, P.J.J.; Siegrist, H.; Vandermeer, J.R. y Zehnder, A.B.J. Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contractor treating ammonium-rich leachate. *Arch. Microbiol.*, **2001**, 175, 198.
- Ekama, G.A. y Wentzel, M.C. Difficulties and developments in biological nutrient removal technology and modelling. *Water Sci. Technol.*, **1999**, 39 (6), 1.
- Fair, G.M., Geyer, J.C. y Okun, D.A. Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. Ingeniería Sanitaria y de aguas residuales (Vol. 2). *Ed. Limusa*. **1984**, Mexico DF., Mexico.
- Foch, D.D. y Chang, A.C. Nitrification and denitrification processes related to waste water treatment. *Adv. Appl. Microbiol.*, **1977**, 153.
- Fundación Caja Rioja. Colección de cuadernos “En la bodega”. *KEPOS Estudios Medioambientales, S.L. Fundación Caja Rioja*. **2000**, Logroño, España.
- Fukase, T.; Shibata, M. y Miyaji, Y. The role of an anaerobic stage on biological phosphorous removal. *Water Sci. Technol.*, **1985**, 17, 69.
- Gayle, B.P.; Boardman, G.D.; Sherrard, J.H. y Benoit, R.E. Biological denitrification of water. *J. Environ. Eng.*, **1989**, 115 (5), 930.
- Gil, J.F. El plan nacional de saneamiento y depuración. *Ing. Quim.*, **1995**, 339, 85.
- Grünebaum, T y Dorgeloh, E. Biological phosphorus elimination combined with precipitation and flocculation. *Water Sci. Technol.*, **1992**, 25 (4-5), 219.
- Hao, O. J. y Chang, C.H. Metal toxicity on phosphate removal in pure culture and in activated sludge systems. *J. Environ. Eng.*, **1988**, 114 (1), 140.

Heijnen, J.J. Kinetic description of microbial growth in axenic and mixed cultures. *Advanced course on environmental biotechnology*, **2002**, Chapter 3.

Hellinga, C.; Schellen, A.A.J.C.; Mulder, J.W.; van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater. *Water Sci. Technol.*, **1998**, 37 (9), 135.

Hellinga, C.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. Model based designed of a novel process for ammonia removal from concentrated flows. *Mathematical and Computer Modelling of Dynamical Systems*, **1999**, 5 (4), 351.

Henze, M. Nitrate versus oxygen utilisation rates in wastewater and activated sludge systems. *Water Res.*, **1986**, 18 (1), 115.

Henze, M. y Mladenowski, C. Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under aerobic, anoxic and anaerobic conditions. *Water Res.*, **1991**, 25 (1), 61.

Henze, M.; Harremoës, P.; LaCour Jansen, J. y Arvin, E. Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes. *Springer*. **1995a**, Heidelberg, Alemania.

Henze, M.; Gujer, W.; Matsuo, T.; Wentzel, M.C. y Marais, G.v.R.. Activated sludge model No. 2. *IAWQ Scientific and Technical Report, No. 3, IAWQ*. **1995b**, Londres, Reino Unido.

Henze M.; Gujer W.; Mino T.; Matsuo T.; Wentzel M. C.; Marais G.v.R. y van Loosdrecht M. C. M. Activated sludge model No.2d, ASM2d. *Water Sci. Technol.*, **1999**, 39 (1).

Herbert, D.; Elsworth, R. y Telling, R.C. The continuous culture of bacteria; a theoretical and experimental study. *J. Gen. Microbiol.*, **1956**, 14, 601.

Herbert H.P.F. y Yu, H.Q. Acidification of lactose in wastewater. *J. Environ. Eng.*, **2001**, 127 (9), 825.

11. Bibliografía

Hernández, A. Depuración de aguas residuales. *Servicio de publicaciones de la Escuela de Ingenieros de Caminos de la Universidad Politécnica de Madrid*. **1994**, Madrid, España.

Jetten, M.S.M.; Strous, M.; van de Pas-Schoonen, K.T.; Schalk, J.; van Dongen, L.; van de Graaf, A.A.; Longemann, S.; Muyzer, G.; van Loosdrecht, M.C.M. y Kuenen, J.G. The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiol. Reviews*, **1999**, 22, 421.

Jetten, M.S.M.; Vagner, M.; van Loosdrecht, M.C.M.; Kuenen, J.G. y Strous, M. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process. *Curr. Opin. Biotechnol.*, **2001**, 12, 283.

Katarzyna, K. y Klapwijk, B. A method to estimate denitrification potential for predenitrification systems using NUR batch test. *Water Res.*, **1999**, 33 (10) 2291.

Kluyver, A.J. y Donker, H.J. Die Einheit in der Biochemie. *Chem. Zelle u. Gewebe*, **1926**, 13, 134.

Kuba, T.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic or anaerobic-aerobic sequencing batch reactor. *NOVEN 51120/1610, Delft University of Technology*, **1992**.

Kuba, T.; Smolders, G.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol.*, **1993**, 27, 241.

Kuba, T.; Watchmeister, A.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. Effect of nitrate on phosphorus release in biological phosphorus removal systems. *Water Sci. Technol.*, **1994**, 30, 1.

Kuba, T.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two sludge system. *Water Res.*, **1996a**, 30 (7), 1702.

Kuba, T.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. Effect of cyclic oxygen exposure on the activity of denitrifying phosphorus removing bacteria. *Water Sci. Technol.*, **1996b**, 34, 33.

Kuenen, J.G. y Jetten, M.S.M. Extraordinary anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *ASM News*, **2001**, 67, 456.

Laws, E.A. Aquatic pollution – an introductory text. Environmental science and technology. *Interscience*. **1993**, Nueva York, USA.

Manga J.; Ferrer J.; García-Usach F. y Seco A. A modification of the activated sludge model No. 2 based on the competition between phosphorus-accumulating-organisms and glycogen-accumulating-organisms. *Water Sci. Technol.*, **2001**, 43 (11), 161.

Manning, J.F. e Irvine, R.L. The biological removal of phosphorous in a sequencing batch reactor. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, **1985**, 57 (1), 87.

Marais, G.v.R.; Loewenthal, R.E. y Siebritz, J.P. Review: Observations supporting phosphate removal by biological excess uptake. *Water Sci. Technol.*, **1983**, 15 (3-4), 15.

Masse, D.I., y Masse, L. Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Can. Agric. Eng.*, **2000**, 42 (3), 139.

Matsuo, Y. Functioning of the TCA cycle under anaerobic condition in the anaerobic aerobic acclimated activated sludge. *Proceedings 40th Annu. Conf. Jpn. Soc. Civil Eng.* **1985**, 40 (2), 989.

11. Bibliografía

Mattsson, A. Denitrification in a non-nitrifying activated sludge system employing recirculation from a tertiary nitrification unit. Tesis Doctoral, Civil Engineering Department, *Chalmers University of Technology*. **1997**.

Maurer M. y Gujer W. Dynamic modelling of enhanced biological phosphorus and nitrogen removal in activated sludge systems. *Water Sci. Technol.*, **1998**, 38 (1), 203.

Meijer S.C.F.; van Loosdrecht M.C.M. y Heijnen J.J. Metabolic modelling of full scale biological nitrogen and phosphorous removing WWTP's. *Water Res.*, **2001**, 35 (11), 2711.

McClintock, S.A.; Randall, C.W. y Pattakine, V.M. Effects of temperature and mean cell residence time on biological nutrient removal processes. *Water Environ. Res.*, **1993**, 65 (2), 110.

Ministerio de Medio Ambiente. El Libro Blanco del Agua. *Ministerio de Medio Ambiente*. **1998**, Madrid, España.

Ministerio de Medio Ambiente. Informe de coyuntura del MIMAM, síntesis de 2001. *Ministerio de Medio Ambiente*. **2002**, Madrid, España.

Mino, T. y Matsuo, T. Principal mechanism of biological phosphate removal. *Jpn. J. Water Pollut. Res.*, **1984**, 7, 605.

Mino, T.; Arun, V.; Tsuzuki, Y. y Matsuo T. Effect of phosphorous accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorous removal process. *Proceedings of the IAWPRC specialized conference. Pergamon press, Oxford*. **1987**, Rome, Italy.

Monod, J. Recherches sur la croissance des cultures bactériennes. Thèse de Doctorat d'Etat és Sciences, *Hermann*. **1942**, Paris, Francia.

Morse, G.K.; Lester, J.N. y Perry, R. The economic and environmental impact of

phosphorous removal from wastewater in the European Community. *Selper Publications*. **1993**, Londres, Reino Unido.

Mulder, A. Anoxic ammonium oxidation. *U.S. Patent documents 427849 (5078884)*. United States patent. **1992**.

Mulder, A.; van de Graaf, A.A.; Robertson, L.A. y Kuenen, J.G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **1995**, 16, 177.

Münch, E.; Keller, J.; Lant, P. y Newell, R. Mathematical modelling of prefermenters- I. Model development and verification. *Water Res.*, **1999**, 33 (12), 2757.

Nicholls, S.A. y Osborn, D.W. Bacterial stress: prerequisite for biological removal of phosphorous. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, **1979**, 51 (3), 557.

Niementowski, C.C. y Nelson, P.E. Effects of temperature, pH and reaction time on the biodegradation of tomato waste in tank-type reactors. *J. Food Sci.*, **1977**, 41, 339.

Nemerow, N. y Dasgupta, A. Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos. *Díaz de Santos*. **1998**, Madrid, España.

Pitman, A.R. Design considerations for nutrient removal activated sludge plants. *Water Sci. Technol.*, **1991**, 23, 781.

Prakasam, T.B.S. y Loëch, R.C. Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes. *Water Res.*, **1977**, 6, 859.

Rahmani, H.; Rols, J.L.; Capdeville, B.; Cornier, J.C. y Deguin, A. Nitrite removal by a fixed culture in a submerged granular biofilter. *Water Res.*, **1995**, 29, 1745.

11. Bibliografía

Randall, C.W.; Waltrip, D. y Wable, M.V. Upgrading a municipal activated sludge plant for high-rate biological nutrient removal. *Water Sci. Technol.*, **1990**, 22 (7-8), 21.

Randall, C. W.; Barnard, J. L. y Stensel, H. D. Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. *Technomic Publishing Company, inc.* **1992**, Lancaster, PA, Estados Unidos de América.

Reichert, P. AQUASIM 2.0 – Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems. *EAWAG*. **1998**, Dübendorf, Suiza.

Rensink, J.H. Biologische defosfatering en proceshepalende factoren. *Symp. Bock-Defosfatering; nieuwe onrwikkelingen en praktijkervaringen in Nederland en Zweden*. NVA Symp., **1981**.

Rodrigo, M.A.; Seco, A.; Ferrer, J.; Peña-Roja, J.M. Eliminación biológica de nutrientes en las aguas residuales (2b). Procesos. *Ing. Quím.* **1999a**, 3617.

Rodrigo, M.A.; Seco, A.; Ferrer, J. y Peña-Roja. The effect of sludge age on the deterioration of enhanced biological phosphorus removal process. *Env. Tech.*, **1999b**, 20, 1055.

Rodríguez, A.; Ballesteros, R.; Barreiros, J.M. y González, C. Evaluación sensorial de patatas cultivadas según diferentes sistemas de producción: convencional, integrado y orgánico. *Congreso Iberoamericano de Investigación y Desarrollo en Patata. Patata 2000*. **2000**, Vitoria, España.

Rodríguez, J. Desarrollo de sistemas biológicos para eliminación de fósforo en aguas residuales urbanas. Tesina de licenciatura, Facultad de Ciencias Químicas, *Universidad de Castilla-La Mancha*. **1999**.

Roeleveld, P.J. y van Loosdrecht, M.C.M. Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Sci. Technol.*, **2002**, 45 (6), 77.

Satoh, H.; Mino T. y Matsuo, T. Uptake of organic substrates and accumulation of polyhydroxyalcanoates linked with glycolysis of intracellular carbohydrates under anaerobic conditions in the biological excess phosphate removal process. *Water Sci. Technol.*, **1992**, 26 (5-6), 933.

Satoh, H.; Ramey, W.D.; Koch, F.A.; Oldham, W.K.; Mino, T. y Matsuo, T. Anaerobic substrate uptake by the enhanced biological phosphorus removal activated sludge treating real sewage. *Water Sci. Technol.*, **1996**, 34 (1), 8.

Scheer, H. y Seyfried, C. Enhanced biological phosphate removal: Modelling and design in theory and practice. *Water Sci. Technol.*, **1996**, 34 (1-2), 69.

Schmidt, M.; Twachtmann, U.; Klein, M.; Strous, M.; Juretschko, S.; Jetten, M.; Metzger, J.; Schleifer, K.H. y Wagner, M. Molecular evidence for genus level diversity of bacteria capable of catalyzing anaerobic ammonium oxidation. *Sys. Appl. Microbiol.* **2000**, 23, 93.

Schön, G.; Geywitz, S. y Mertens, F. Influence of dissolved oxygen and oxidation-reduction potential on phosphate release and uptake by activated sludge from sewage plants with biological phosphorus removal. *Water Res.*, **1993**, 27 (3), 349.

Sedlak, R.I. Phosphorous and nitrogen removal from municipal wastewater. *The Soap and Detergent Association*. **1991**, Nueva York, Estados Unidos de América.

Seyfried, C.F. y Daumaum, E. Upgrading wastewater treatment plant for the reduction of nitrogen and phosphorus in Schleswig-Holstein FRG. *Water Sci. Technol.*, **1990**, 22 (7-8), 69.

Shapiro, J.; Levin, G.V. and Zea H.G. Anoxically induced release of phosphate in wastewater treatment. *Jour. Water Pollut. Control Fed.*, **1967**, 39, 1810.

Shell R.L. Low temperature biological phosphorous removal. *54th Annual WPCF Conference*. **1981**, Detroit, Estados Unidos de América.

11. Bibliografía

Skalsky, D.S. y Daigger, G.T. Wastewater solids fermentation for volatile acid production and enhanced biological phosphorous removal. *Water Env. Res.*, **1995**, 67, 230.

Smith, G. y Görransson, J. Generation of an effective internal carbon source for denitrification through thermal hydrolysis of pre-precipitated sludge. *Water Sci. Technol.*, **1992**, 25 (4-5), 211.

Smolders, G.J.F.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence. *Biotech. Bioeng.*, **1994**, 43, 461.

Smolders, G.J.F.; van der Meij, J.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. A structured metabolic model for anaerobic and aerobic stoichiometry and kinetics of the biological phosphorus removal process. *Biotech. Bioeng.*, **1995a**, 47, 277.

Smolders G.J.F.; Bulstra D.J.; Jacobs R.; van Loosdrecht M.C.M. y Heijnen J.J. A metabolic model of the biological phosphorus removal process: II. Validation during start-up conditions. *Biotech. Bioeng.*, **1995b**, 48, 234.

Sorbe, G., Manufacturing of low-phosphorus detergents, *Comun. Jour. Esp. Deterg.*, **1984**, 15, 245.

Straub, C.P. Practical Handbook of Environmental Control. *CRC Press Inc.* **1989**, Boca Ratón, Estados Unidos de América.

Strous, M.; Kuenen, J.G. y Jetten, M.S.M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Appl. Environ. Microbiol.*, **1999**, 65, 3248.

Tam, N.F.Y.; Wong, Y.S. y Leung, G. Effect of exogenous carbon sources on removal of inorganic nutrient by the nitrification denitrification process. *Water Res.*, **1992**, 26 (9), 1229.

Thomas, H.A. Graphical determination of BOD curve constants. *Water Sewage*

works. **1950**, 97, 123.

Tracy, K.D. y Flammino, A. Biochemistry and energetic of biological phosphate removal from wastewaters. *Proceedings of the IAWPRC specialized conference*, Rome, Italy, Pergamon press, Oxford. **1987**.

Tracy, K.D. y Hong, S.N. Upgrading wastewater treatments plants with anaerobic selectors. *Water Sci. Technol.*, **1990**, 22 (7-8), 35.

Turk, O. y Mavinic, D.S. Stability of nitrite build up in an activated sludge system. *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, **1989**, 61, 1440.

van de Graaf, A.A.; De Bruijn, P.; Robertson, L.A.; Jetten, M.S.M. y Kuenen, J.G. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of N-15 studies in a fluidized bed reactor. *Microbiol.* **1997**, 143, 2415.

van Loosdrecht, M.C.M.; Kuba, T.; Smolders, G. y Heijnen, J.J. Biological phosphorus removal under denitrifying conditions. *H₂O*, **1992**, 19, 526.

van Loosdrecht, M.C.M. y Jetten, M.S.M. Microbiological conversions in nitrogen removal. *Water Sci. Technol.*, **1998**, 38, 1.

van Roy, P.T.J.L.; de Jong, J.; Jogtman, E.; Hosper, S.H. y Boers, P.C.M. Comprehensive approaches to water management. *Water Sci. Technol.*, **1998**, 37 (3), 201.

Villaseñor, J. Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Químicas, *Universidad de Castilla-La Mancha*. **1998**.

Wachtmeister, A; Kuba, T; van Loosdrecht, M.C.M.; Heijnen, J.J. A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge. *Water Res.*, **1997**, 31 (3), 471.

11. Bibliografía

Wanner, J.; Kos, M. y Grau, P. An innovative technology for upgrading nutrient removal activated sludge plants. *Water Sci. Technol.*, **1990**, 22 (7-8), 9.

Wentzel, M.C.; Lotter, L.M.; Loewenthal, R.E. y Marais, G.v.R. Metabolic behaviour of *Acinetobacter spp* in enhanced biological phosphorous removal. A biochemical model. *Water SA*, **1986**, 12 (4), 209.

Winogradsky, S. Recherches sur les organismes de la nitrification. *Ann. Inst. Pasteur*. **1890**, 4, 213.